



VNIVERSITAT DE VALÈNCIA

Tesis Doctoral

INFLUENCIA DEL CAMBIO DE USO SOBRE
LA EROSIÓN DEL SUELO, CARBONO
TRANSPORTADO POR EROSIÓN Y STOCKS
DE CARBONO EN AMBIENTES
SEMIÁRIDOS MEDITERRÁNEOS.

Autor:

Jorge López Carratalá

Directores:

Dra. María Martínez-Mena

Dr. Juan Albaladejo Montoro.

Valencia, 2014



Programa de doctorado: 115 Desertificación

Dña. **María Martínez Mena**, Doctora en Biología e Investigadora Científica del Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

D. **Juan Albaladejo Montoro**, Profesor de Investigación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

Autorizan:

La presentación de la Tesis Doctoral, con título: “**Influencia del cambio de uso sobre la erosión del suelo, carbono transportado por erosión y stocks de carbono en ambientes semiáridos mediterráneos**” realizada por el Licenciado D. **Jorge López Carratalá**, bajo nuestra inmediata dirección y supervisión del departamento de Conservación de suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos del Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC).

En Murcia, a 31 de marzo de 2014

Fdo: Dra. María Martínez Mena

Fdo: Dr. Juan Albaladejo Montoro

Esta tesis doctoral ha sido realizada gracias a una beca predoctoral I3P del Fondo Social Europeo, en el Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CEBAS-CSIC). Complementada con una estancia financiada por la European Science Foundation (ESF) en el Departamento de Geografía Física de la Universidad de Leuven (Bélgica).

***A mis padres, Lupe y David,
por educarnos como lo han hecho. Gracias.***

Agradecimientos

En estos momentos finales de este largo camino es difícil recordar a todos y cada uno de los que habéis contribuido a que esta tesis llegue a buen puerto. Quiero dar las gracias en primer lugar a mis directores de tesis, a María Martínez-Mena en especial por compartir días de campo, laboratorio e interminables sesiones de despacho con el carbono, la estadística, el fraccionamiento y otros entes similares. Han sido muchas horas juntos que al final han dado su fruto. A Juan Albaladejo, por tener siempre las puertas de su despacho abiertas. A Adolfo Calvo, por saber transmitir geografía en sus clases.

En cuanto al equipo de trabajo, especial mención y agradecimiento a María Almagro (pupila de Ratan Lal et al en 2009), ella ha sido la persona con la que más horas de campo (y no campo) he compartido en esta etapa, y la que mejor ha entendido el “secuestro de carbono”. Al equipo técnico, Antonio y Federo quienes me ayudaron a montar durante mucho tiempo las parcelas de erosión y la instrumentación de campo; sin su pericia e ingenio no hubiera sido igual. A Antonio Zamora y el gran Juan Carlos (el mejor dúo que he visto trabajando en campo) que me han asistido en gran parte de esta tesis en la recogida periódica de escorrentía y sedimentos. A Elo, Loli, Inma y nuevamente Antonio Zamora, por su ayuda en los análisis de laboratorio, que no han sido pocos.

Como compañeros de fatigas y alegrías durante este tiempo agradecer la amistad de Keiji Jindo y Nacho Querejeta por las cansinas tertulias, cafés, cervezas y bocadillos; en los que también está incluida MAB. Gracias a José Antonio Navarro por sus enseñanzas sobre vegetación, a G. Barberá y C. Boix por su complicidad y consejos. Al

Químico e ingeniero industrial M.A. Sánchez Monedero, a Carlos, Lucia, J. Alburquerque, Germán, Rafa, Sergio, Celina et al.

También caben en mi memoria las personas que hicieron posible una segunda etapa de esta tesis gracias a su financiación; A Joris de Vente, con el que ha sido un placer trabajar en el proyecto DESIRE, a Carolina Boix, con la que, junto a Eli y el gran geógrafo y amigo Juan Manuel Quiñonero, he compartido también muchas horas de campo en la cuenca de la Rogativa. A pilar Bernal y Rafa, que me dejaron trabajar con purines.

INDICE

Capítulo 1. Introducción.....	15
<i>1.1 Importancia de la erosión hídrica en las zonas semiáridas mediterráneas.....</i>	<i>17</i>
<i>1.2 Influencia de la erosión hídrica en la dinámica del carbono</i>	<i>22</i>
<i>1.3 Cambios de usos de suelo y su relación con la erosión y dinámica de carbono</i>	<i>29</i>
Capítulo 2. Justificación e interés	42
2.1 Justificación e interés	39
2.2 Hipótesis y objetivos.....	42
<i>2.2.1. Hipótesis y objetivos específicos.....</i>	<i>43</i>
Hipótesis 1	43
Objetivo 1	43
Hipótesis 2.....	44
Objetivo 2.....	44
2.3 Planteamiento y esquema de trabajo	45
Capítulo 3. Área de estudio y diseño experimental.....	50
<i>3.1.1 Clima</i>	<i>51</i>
<i>3.1.2 Contexto geológico y geomorfológico. Suelos.....</i>	<i>53</i>
<i>3.1.3 Vegetación</i>	<i>54</i>
3.2. Justificación, localización e historia de los usos de suelo seleccionados.....	55

3.2.1. <i>Uso forestal</i>	56
3.2.2. <i>Uso abandonado</i>	57
3.2.3. <i>Uso agrícola</i>	59
3.3. Descripción de los perfiles de suelo en cada uso	60
3.3.1. <i>Perfil de suelo en el uso forestal</i>	60
3.3.2. <i>Perfil de suelo en el uso abandonado</i>	61
3.3.3. <i>Perfil de suelo en el uso agrícola</i>	61
3.4. Diseño experimental	65
3.4.1. <i>Muestreo de suelo</i>	65
3.4.2. <i>Cuantificación de la erosión</i>	69
<i>Monitorización de la zona de estudio</i>	71
3.4.4. <i>Análisis estadístico de los resultados</i>	72

Capítulo 4. Propiedades del suelo afectadas por el cambio de uso

4.1. Introducción	75
4.3. Métodos analíticos y análisis de los datos	77
4.3.1. <i>Distribución del tamaño último de partícula (textura)</i>	78
4.3.2. <i>Densidad aparente</i>	79
4.3.3. <i>Capacidad de retención</i>	81
4.3.4. <i>Porosidad total</i>	82
4.3.5. <i>Distribución del tamaño efectivo de partícula</i>	84
4.3.6. <i>Estabilidad de agregados</i>	85
i) Diámetro medio de partícula (“Mean Weight Diameter” MWD).	87

ii) Índice de Agregación Mecánica (IMA).....	88
iii) Test de la gota (“Ten Drop Impact », TDI).....	89
4.4. Resultados y Discusión.....	92
4.4.1. Distribución del tamaño último de partícula (textura).....	92
4.4.2 Densidad aparente.	93
4.4.3. Capacidad de retención.....	95
4.4.4. Porosidad total	97
4.4.5. Distribución del tamaño efectivo de partícula	98
4.4.6. Estabilidad de agregados.....	104
4.5 Conclusiones	108

Capítulo 5. Pools de carbono orgánico del suelo en los distintos usos

5.1 Introducción.....	113
5.2 Diseño experimental	118
5.3. Métodos analíticos.....	119
5.3.1. Carbono orgánico total.....	120
5.3.2. Carbono orgánico particulado (POC) y carbono mineral asociado (MAC)	121
5.3.3. Carbono orgánico soluble en agua (CSA).....	123
5.4 Resultados y discusión.	123
5.4.1. Comparación entre usos de los diferentes pools de carbono en el suelo.....	123
5.4.2 Descriptivos generales de los pools de carbono orgánico por clases de tamaño de agregados y usos	131

i) Uso Forestal.....	131
ii) Uso abandonado	135
iii) Uso Agrícola	140
5.4.3. <i>Comparación entre usos de suelo para los distintos “pools” de carbono en las distintas clases de agregados.....</i>	<i>144</i>
i) Carbono Orgánico Total (COT)	144
ii) Carbono orgánico particulado (POC) y carbono mineral asociado (MAC)	147
iii) Carbono orgánico soluble en agua (CSA)	152
5.4.4. <i>Relaciones de los diferentes pools carbono con las propiedades físicas del suelo en los distintos usos.....</i>	<i>154</i>
5.5. Discusión.....	157
5.5.1 <i>Cambios en el COT y en los diferentes pools con el cambio de uso</i>	<i>157</i>
5.5.2 <i>Distribución del COT y los pools en los diferentes tamaños de agregados.....</i>	<i>159</i>
5.5.3 <i>Implicaciones en la dinámica del carbono</i>	<i>160</i>
5.5.4 <i>Relaciones entre los pools de carbono y las propiedades físicas</i>	<i>162</i>
5.6 Conclusiones	163
Capítulo 6. Stock de carbono orgánico en los perfiles del suelo	
6.1. Introducción.....	168
6.2. Diseño de muestreo.....	169
6.3 Cálculo del stock.....	172
6.4. Resultados y discusión	173

6.4.1. Distribución de los stocks de COT, POC y MAC en los horizontes superficiales del suelo	173
6.4.2. Distribución de las concentraciones de COT en los perfiles de suelo.....	179
6.4.3. Stock de COT en los perfiles de suelo	183
6.5 conclusiones.....	189

Capítulo 7.Efecto de los usos del suelo en el carbono transportado por erosión hídrica191

7.1 Introducción..... 193

7.1.1. Papel de la erosión en la dinámica del carbono193

7.1.2. Efecto de las características de la lluvia sobre la dinámica del carbono transportado por erosión

7.2 Métodos analíticos..... 201

7.2.1 determinación de la concentración y cantidad total de sedimento

7.2.2. Determinación del carbono orgánico y distintos “pools” de carbono en los sedimentos.....

7.2.3. Determinación del tamaño efectivo de partícula y la textura del sedimento

7.3. Resultados y discusión.....204

7.3.1. Características de la Precipitaciones

7.3. 2. Respuesta hidrológica y erosiva en los distintos usos.....

7.3.3. Efecto de las características de la precipitación en la respuesta hidrológica y erosiva

7.3.4. Tamaño de partículas transportadas por erosión

7.3.6. Carbono transportado por erosión.....

<i>7.3.7. Relaciones entre las características de las tormentas y el carbono transportado por erosión.</i>	<i>232</i>
7. 4. Conclusiones	245
Conclusiones generales	249
Bibliografía	255
Anexos.	275
<i>Anexo 1.Perfiles del suelo</i>	<i>277</i>
<i>Anexo 2.Carbono orgánico en los perfiles del suelo.</i>	<i>283</i>

Índice de figuras y tablas.

Índice de figuras

Figura 3. 1. Distribución de las precipitaciones en Cehegín	52
Figura 3. 2. Climograma de Cehegín ciudad. Periodo 1971-2000.	53
Figura 3. 3. Localización espacial de las tres zonas de estudio.....	58
Figura 3. 4. Comparativa foto aérea de 1945-1981-2009.....	58
Figura 3. 5. Detalle de la evolución de la vegetación en la zona abandonada tras el paso de 64 años.	59
Figura 3. 6. Imágenes de los perfiles del suelo.....	65
Figura 3. 7. Localización de los puntos de muestreo por usos.....	67
Figura 3. 8. Parcelas de erosión de la zona forestal y agrícola.....	69
Figura 3. 9. Trampas de sedimento tipo Gerlach.....	70
Figura 3. 10. Instrumentación de campo.	71
Figura 4. 1. Detalle de la extracción de los cilindros para BD.....	80
Figura 4. 2. Membrana de Richards y preparación de las muestras.	82
Figura 4. 3. Metodología utilizada para obtener la porosidad total.....	84
Figura 4. 4. Detalle del análisis TDI en laboratorio.	90
Figura 4. 5. Distribución del tamaño último de partícula.....	93
Figura 4. 6. Densidad aparente en los diferentes usos del suelo.	94
Figura 4. 7. Porosidad total en los distintos usos de suelo.....	97
Figura 4. 8. Porcentaje de agregados en las distintas clases y usos.....	101
Figura 4. 9. MWD en superficie y profundidad para cada uso.	106
Figura 5. 1. Cuadro resumen de los cálculos de las concentraciones de POC y MAC.	122
Figura 5. 2. Porcentajes de POC y MAC sobre el total del COT.	127
Figura 5. 3. Porcentajes de POC y MAC para los usos alterados a diferentes profundidades.	128
Figura 5. 4. COT versus POC en superficie en los tres usos.	130
Figura 5. 5. COT versus POC en profundidad en los tres usos.....	130
Figura 5. 6. Porcentajes de POC y MAC sobre el COT en las diferentes clases de agregados para el uso forestal.....	134
Figura 5. 7. Porcentaje de POC y MAC en las diferentes clases de agregados analizadas para el uso abandonado.	139
Figura 5. 8. Porcentajes de POC y MAC en las diferentes clases de agregados analizadas para el uso agrícola.	143
Figura 5. 9. Concentraciones de carbono orgánico total en $g\ kg^{-1}$ para las diferentes clases de agregados a diferentes profundidades. ...	145
Figura 5. 10. Concentraciones de CSA en los diferentes usos por clase de agregados.....	152

Figura 6.1. Localización de los perfiles en los diferentes usos.....	170
Figura 6.2. Reducción de COT, POC y MAC con el cambio de uso	176
Figura 6.3. Distribución del COT en profundidad.....	181
Figura 6.4. Stock de carbono en profundidad	182
Figura 6.5. Porcentaje del stock total de carbono por intervalos de profundidad.....	184
Figura 7. 1. Distribución de la precipitación por estaciones.	207
Figura 7. 2. Razón de agregación (RA) de las partículas en el sedimento en los diferentes usos.	217
Figura 7. 3. Razones de enriquecimiento (RE) de las partículas en el sedimento en los diferentes usos de suelo.	219
Figura 7. 4. Contribución total (%) de POC y MAC al COT del suelo.	228
Figura 7. 5. Razones de agregación del sedimento.....	236
Figura 7. 6. Razones de enriquecimiento del sedimento (RE).....	239
Figura 7. 7. Razones de enriquecimiento (RE) en los diferentes pools de carbono del sedimento distribuidas en las diferentes clases de eventos establecidos.....	241

Índice de tablas.

Tabla 3. 1. Propiedades físico-químicas de los perfiles del suelo.....	64
Tabla 3. 2. Parametros hídricos en los diferentes perfiles del suelo.....	65
Tabla 3. 3. Profundidad de las muestras del suelo en cada uso	59
Tabla 4. 1. Metodologías utilizadas para el análisis superficial de las propiedades físicas del suelo.....	91
Tabla 4.2 Capacidad de retención hídrica	97
Tabla 4. 3. Porcentaje de agregados por uso	103
Tabla 4. 4. Estadísticos del MWD por usos y profundidades	105
Tabla 4. 5. Índices de estabilidad.	107
Tabla 5.1 Número de muestras analizadas en cada uso.....	119
Tabla 5.2. Valores de concentración medios de POC, MAC , CSA y COT del bulk soil	124
Tabla 5.3. Concentraciones medias de COT, POC, MAC y CSA en cada clase de agregados para el uso forestal.....	132
Tabla 5.4. Concentraciones medias de COT, POC, MAC y CSA en cada clase de agregados para el uso abandonado.....	138
Tabla 5.5. Concentraciones medias de COT, POC, MAC y CSA en cada clase de agregados para el uso agrícola.....	141
Tabla 5.6. Razón del COT entre usos en clases de agregados.....	147
Tabla 5.7. Razón de POC entre usos en las distintas clases de Agregados.....	150
Tabla 5.8. Razón de MAC entre usos en las distintas clases de agregados.....	150
Tabla 5.9. Razones de CSA entre usos en las distintas clases de agregados.....	153
Tabla 5.10. Correlaciones entre las propiedades físicas y pools de carbono.....	155
Tabla 6.1. Stock de los distintos pools de carbono orgánico por tipos de uso de suelo.....	177
Tabla 6.2. Porcentaje del stock total de carbono orgánico en intervalos de profundidad.....	183
Tabla 6.3. Stock de carbono en los perfiles del suelo.....	187

Tabla 7.1. Precipitaciones e intensidades por año.....	205
Tabla 7.2. Eventos de precipitación y escorrentía por año y uso del suelo.....	208
Tabla 7.3. Análisis estacional de las precipitaciones, intensidades y erosión.....	211
Tabla 7.4. Escorrentía, erosión y concentración de sedimento en los usos forestal y agrícola.....	212
Tabla 7.6. Correlaciones de la respuesta hidrológica por usos.....	223
Tabla 7.7. Pools de carbono en el sedimento en los diferentes usos y razones de enriquecimiento.....	227
Tabla 7.8. Valores promedio de la concentración de CSA transportado en el agua de escorrentía.....	230
Tabla 7.9. Valores medios de CSA por estación en los diferentes usos.....	230
Tabla 7.10. Tasas de erosión por usos y clase de eventos.....	234



Capítulo 1



INTRODUCCIÓN



Introducción

1.1 Importancia de la erosión hídrica en las zonas semiáridas mediterráneas

La erosión hídrica es uno de los procesos de degradación de suelo más extendidos, afectando a 1100 M ha⁻¹, y transportando de 20 a 25 x 10⁻⁹ Mg de suelo al océano cada año (Oldeman, 1994).

El término erosión se define como el desgaste o la destrucción producidos en la superficie de un cuerpo por la fricción continua o violenta de otro. Cuando referimos este término a la litosfera terrestre, el cuerpo a erosionar es la propia litosfera, y esta puede ser erosionada o modelada por diversos agentes. Empleamos el término de erosión hídrica para determinar la erosión que se produce principalmente debido al agua de escorrentía superficial posterior a un evento de precipitación.

Los fenómenos de erosión hídrica han estado siempre presentes en la naturaleza, y forman parte de los procesos evolutivos del relieve (McKenzie, 1972; Summerfield, 1991; Dewey y Lamb, 1992; Burbank, Douglas W. y Anderson, Robert S. y Burbank, 2011). La intensidad de los procesos de erosión hídrica en ambiente semiárido mediterráneo está condicionada principalmente por el clima, la litología, la orografía y la vegetación (Imeson y Lavee, 1998; Calvo y Lavee, 1998; Boix-Fayos et al 1998; Cantón et al., 2011; Lal, 2001). La erosión hídrica es un proceso geo-edafo-morfológico que forma parte de la dinámica natural que conduce al modelado de la superficie terrestre. En el pasado, esta dinámica natural dio origen a las tierras, actualmente, más fértiles. Sin embargo, en los últimos siglos y con una evolución estrechamente relacionada con el aumento de la presión humana, se ha ido produciendo un aumento

progresivo de las tasas de erosión, convirtiéndose este proceso en uno de los problemas ambientales de mayor gravedad en la áreas semiáridas y, particularmente, en el área mediterránea del Sureste de España. Una vez más, la intervención humana, al margen de los criterios de sostenibilidad, rompe el equilibrio de un proceso natural convirtiendo la modelización del paisaje en un problema socio-económico y ambiental.

La conciencia social de admitir la erosión hídrica como un problema medioambiental surge en el momento que estos fenómenos se producen en zonas habitadas o explotadas por el hombre. La erosión hídrica además de ser un problema medioambiental, llega a adquirir dimensiones tanto económicas como paisajísticas (Durán et al 2012). Una de las zonas donde más relevantes pueden llegar a ser los fenómenos de erosión hídrica son las regiones áridas y semiáridas. Estas áreas, ocupan el 29.8% de la superficie total del planeta y se caracterizan por tener una heterogeneidad espacial de la vegetación y de las condiciones ambientales, escasez de precipitaciones y unas temperaturas media anuales elevadas (W H Schlesinger y Pilmanis, 1998(Breshears et al 1998) que favorecen los procesos erosivos. Las zonas semiáridas mediterráneas además, son territorios modelados antrópicamente desde la época de la prehistoria (Romanyà et al 2007. Una de las principales modificaciones antrópicas sobre el territorio, que afecta directamente a la erosión hídrica, es la impermeabilización de la superficie por medio de la compactación del suelo y el gran aumento del sellado con el uso de asfaltos y cementos en las últimas décadas.

En el contexto Europeo, unos 500.00 km² de superficie distribuidos entre España, Grecia e Italia están considerados como zonas áridas o semiáridas, y, el 80% de esta superficie sufre riesgo de erosión (Ponce-Hernandez, 2004). Mientras que en el conjunto de las regiones áridas y semiáridas a nivel mundial, el principal agente modelador de estos

territorios sea la erosión eólica; en la zona semiárida mediterránea la erosión hídrica juega un papel erosivo más importante que la erosión eólica. Esto, en gran parte, es debido a las propias características del clima mediterráneo; donde se alternan unos meses estivales secos seguidos de meses otoñales con lluvias de gran intensidad. Esta circunstancia, junto con la ausencia de vegetación que proteja el suelo hace que el impacto directo de las gotas de agua sobre el suelo desnudo adquiera un gran poder erosivo. Aun así, si revisamos la literatura reciente, algunos autores consideran que la densidad de la vegetación no basta para explicar los efectos de la cubierta vegetal sobre la erosión, pues probablemente la estructura de dicha vegetación puede jugar un papel muy importante (Puigdefàbregas et al., 1999 ; Puigdefàbregas, 2005). Sin embargo *Sánchez y Puigdefàbregas 1994*, demostraron que en laderas semiáridas, donde existe un complejo mosaico de pequeñas manchas de vegetación y suelo desnudo, las áreas desnudas funcionan como fuente de agua y sedimento, mientras las manchas vegetadas actúan como sumideros (Sanchez y Puigdefàbregas, 1994).

En la bibliografía encontramos que numerosos autores recalcan que la presencia de cualquier tipo de vegetación frente al suelo desnudo favorece en mayor o menor medida (dependiendo de la especie, porte y estructura) la protección del suelo frente a la erosión, la infiltración y la retención hídrica (Herrera, 1984; Francis, 1990; Martínez Mena et al 1998; Castillo et al, 2002 ; Ceballos, 2002; Restrepo y Restrepo, 2005; García Ruiz, 2010; Lasanta et al 2006; López Bermúdez, 2010). También es cierto, según los datos obtenidos por Contreras y Solé Benet (2003) en Rambla honda (Almería) y por Ruiz Sinoga y Martínez Murillo, (2009) en la cabecera del río Ancón (Málaga), que la vegetación puede crear en ocasiones condiciones de hidrofobia, sobre todo a finales del periodo estival, coincidiendo con una menor cobertura vegetal y un mayor riesgo

de precipitaciones intensas, quizás como estrategia de algunas plantas para impedir la germinación de posibles plantas competidoras.

Los mecanismos de generación de escorrentía han sido estudiado por (Francesc Gallart et. al 1994, 1997, 2005) en ambiente mediterráneo subhúmedo (Pirineos), y por (Martinez-Mena et al., 1998; Boix-Fayos et al 1998; Puigdefábregas y Mendizabal, 1998; Puigdefabregas et al., 1999) en ambiente semiárido. Calvo-Casesy et al., (2003) y Cantón et al., (2011) en una revisión bibliográfica sobre los mecanismos generadores de escorrentía a escala de ladera en ambiente mediterráneo sintetizaron los mecanismos de generación de escorrentía en dos modelos conceptuales: i) modelo hortoniano discontinuo de escorrentía, que se da en laderas degradadas o durante eventos de precipitación de alta intensidad y ii), un modelo mixto de generación de escorrentía (en laderas menos degradadas o con humedad antecedente del suelo) donde se combina la escorrentía hortoniana con la escorrentía por saturación.

Autores como Puigdefábregas, 1996; Bergkamp, 1998; Calvo-Cases et al., 2003; Lavee, Imeson, y Sarah, 1998), afirman una discontinuidad del flujo de escorrentía en la laderas mediterráneas, predominando un patrón de escorrentía no uniforme, donde las laderas se comportan como un mosaico de áreas generadoras de escorrentía y áreas receptoras del flujo (áreas de infiltración), generalmente condicionado por la vegetación.

A la hora de estimar la erosión de un suelo se han utilizado diferentes aproximaciones a su cuantificación, i) datos de campo, obtenidos por observación directa de los procesos de erosión (con diferentes escalas y metodologías utilizadas); ii) mediante la utilización de modelos, donde se distinguirían básicamente dos grupos: modelos empíricos (el modelo de la USLE es un ejemplo) y modelos de base física.

Los primeros trabajos no descriptivos en el estudio de la erosión en España se basaron en la utilización de parcelas experimentales y en la

aplicación de la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE). Posteriormente se realizaron transectos geomorfológicos, se emplearon piquetas y perfiladores, se monitorizaron estaciones y cuencas experimentales, se perfeccionaron los simuladores de lluvia y de manera menos general se utilizaron datos de aterramiento de embalses para cuantificar la erosión a escala de cuenca.

Algunos autores se han basado en métodos que estiman la pérdida de suelos mediante diferentes ecuaciones, en España, por ejemplo (Soto, 1998 y Camarasa y Bescós, 1998), utilizaron la fórmula de Fournier (1960) para cuantificar la erosión. Más utilizada ha sido la ecuación universal de pérdida de suelo (Angima, Stott, O'Neill, Ong, y Weesies, 2003; Hammad et al., y2004; Kinnell, 2010; Millward y Mersey, 1999; Renard yet al., 1991; Spaeth et al.,y 2003; Van Remortely et al.,, 2001; Wischmeier y Smith, 1978) que se ha utilizado durante mucho años para estimar erosión a escala de cuenca y elaborar mapas de erosión (ICONA 1989). Sin embargo como ya es bien sabido, esta ecuación tiene unas limitaciones claras de uso en ambientes semiáridos mediterráneos; ya que como se refleja en un gran número de estudios la ecuación sobrevalora las tasas de erosión para estos ambientes (López Bermúdez, 1982y1992) en la Cuenca del Segura. Tampoco la RUSLE (revisión de la USLE) ha tenido gran aceptación.

El suelo, en general, como recurso natural es un recurso renovable, aunque debido al enorme tiempo necesario para su formación, se le considera como un recurso no renovable a la escala de vida humana. La formación de suelo nuevo viene de la propia degradación in situ de la roca madre; mediante procesos de meteorización. La escala temporal para la formación de suelo nuevo depende, en gran medida, de las condiciones climáticas de la zona. Las tasas de formación de suelo están estrechamente ligadas a las tasas anuales de pérdida de suelo por procesos erosivos. Para el ámbito mediterráneo *Rojo.*, (1990) estableció como límites tolerables de

tasa de erosión para la formación de suelos nuevos entre 2 y 12 t ha⁻¹ yr⁻¹. En España más de 22 millones de hectáreas, el 43.8% de la tierra está afectada por tasas de erosión mayores de 12 t ha⁻¹ yr⁻¹. Y, dentro de esta área, más de 9 millones de ha, el 18.1% concretamente, sufren pérdidas de suelo mayores de 50 t ha⁻¹ yr⁻¹ (ICONA, 1988).

1.2 Influencia de la erosión hídrica en la dinámica del carbono

El carbono orgánico del suelo es un elemento en constante evolución, ya que dependiendo de la temperatura, humedad y las condiciones atmosféricas puede estar más o menos expuesto a ser mineralizado por los microorganismos. Esta exposición del carbono orgánico del suelo para ser mineralizado está estrechamente relacionada con la propia dinámica del suelo en los procesos erosivos.

De los avances realizados hasta la fecha en el conocimiento del secuestro de carbono en los suelos, se refleja la necesidad de investigar el efecto de los procesos de erosión en la dinámica del carbono ya que hasta este momento es bastante desconocida (Jacinthe et al., 2004a; McCarty y Ritchie, 2002). Se supone que la erosión afecta enormemente a la distribución y tasa de liberación de carbono (secuestro del carbono), pero estas tasas no se han cuantificado directamente. Realmente no existe un consenso sobre si la erosión facilita el secuestro del carbono o si, por el contrario, favorece la mineralización del mismo. Esta falta de cuantificación directa sobre el predominio de acumulación o pérdida de

carbono en los procesos erosivos, conduce a hipótesis contradictorias expresadas por distintos autores.

Los procesos de erosión conducen a una mayor emisión de C a la atmósfera (con la consiguiente pérdida de C orgánico en el suelo) debido a una serie de **procesos directos**: a) la disminución de la capacidad de los suelos erosionados para producir biomasa; b) la rotura de los agregados favorece la exposición del C, retenido en ellos, a la oxidación y descomposición microbiana (McCarty y Ritchie, 2002); c) la eliminación selectiva de carbono en el agua de escorrentía; y d) la mineralización de la materia orgánica desplazada y redistribuida en el paisaje (Martínez-Mena et al., 2002).

Pero también la erosión tiene efectos negativos sobre el almacén de carbono que es el suelo a través de sus consecuencias, es decir, **procesos indirectos** relacionados con la erosión como: el cambio en los regímenes de humedad y temperatura del suelo que provocan la aceleración de los procesos de mineralización; la disminución de la productividad del suelo a través de la reducción de la capacidad de retención de agua, la reducción de la profundidad de enraizamiento con la consecuente disminución del retorno de biomasa aérea y sub-aérea al suelo; la erosión de los horizontes superficiales favorece la exposición de horizontes subsuperficiales ricos en carbonatos que pueden reaccionar fácilmente con materiales ácidos y liberar CO₂ a la atmósfera.

Sin embargo, la movilización del suelo debida a los procesos de erosión significa también acumulación del mismo en zonas de sedimentación, esta sedimentación puede dar lugar a procesos que pueden conducir a un secuestro de carbono tales como: a) la re-agregación de las partículas a través de la formación de complejos arcillo-húmicos en zonas protegidas o de acumulación de sedimentos; y b) el enterramiento profundo de sedimentos

enriquecidos en carbono en áreas de deposición (Lal, 2003; McCarty y Ritchie, 2002).

De este modo (Stallard, 1998) plantea como hipótesis que cantidades de carbono significativas quedan enterradas durante la deposición de sedimentos en los ecosistemas terrestres debido a procesos de erosión acelerados provocados por el hombre y, que el carbono pedogénico queda reemplazado por la nueva fijación de carbono en las zonas erosión o deposición. Sin embargo, también se sospecha que el tipo de carbono desplazado durante el proceso de erosión y, después depositado, es más lábil y por tanto más fácilmente mineralizable.

Harden et al., (1999) cuantificaron esta hipótesis a partir de la caracterización del carbono almacenado en suelos con diferentes historias de erosión y manejo, los resultados parecen indicar que en realidad sí que existen pruebas para hablar de una dinámica de reemplazo del carbono en el suelo, indicando que la erosión del suelo induce la formación de una zona de acumulación local de carbono (*sink*).

Por otro lado, el carbono, en las fases previas a la deposición, sufre los procesos de erosión y transporte, donde el suelo recibe el impacto de la energía cinética de las gotas de lluvia y de la velocidad del flujo de transporte, rompiendo así los agregados del suelo y exponiendo, cada vez más, el carbono para ser mineralizado por los agentes externos. El suelo se convierte en un emisor neto de CO₂ a la atmósfera.

Otras hipótesis sugieren una relación no lineal entre erosión y secuestro de carbono donde el factor de control es la producción primaria neta. Basándose en la argumentación de los resultados contradictorios de los procesos erosivos sobre la dinámica del carbono (secuestro/liberación) en el suelo y en las experiencias de (Stallard, 1998; Harden et al., 1999; McCarty y Ritchie, 2002;) exponen una relación conceptual entre erosión, secuestro del carbono y producción primaria neta. La producción primaria

neta (NPP) es el factor que controla la entrada de carbono en el sistema suelo (Ingram y Fernandes, 2001). En condiciones de suelo con bajas tasas de erosión, la producción primaria neta es elevada, y a medida que aumenta la erosión, la producción primaria neta disminuye lentamente, pero el secuestro del carbono se mantiene inicialmente, hasta el momento en que la elevada erosión de los suelos ocasiona una producción primaria neta tan baja que disminuye drásticamente el secuestro del carbono.

Liu and Bliss (2003) argumentan que en definitiva, y en un balance total, la erosión favorece mayoritariamente el secuestro del carbono, porque expone a las condiciones atmosféricas capas subsuperficiales con menor contenido de carbono en las zonas erosionadas y entierra el carbono en las zonas de acumulación de suelo.

En realidad todos los resultados arriba expresados son fruto de la reflexión teórica de los autores, propiciada por la modelización y por la cuantificación indirecta de tasas de carbono, en ningún caso del seguimiento y cuantificación directa en el campo de las tasas y tipos de carbono movilizados por erosión y su influencia en el balance final.

En la actualidad existen pocos estudios que cuantifiquen las emisiones de carbono a la atmósfera, inducidas por erosión, en el balance global del carbono. Muchos autores apuntan la necesidad de cuantificar mediante estimación directa el carbono movilizado por erosión hídrica, con el fin de ampliar el conocimiento actual de la dinámica del carbono en el suelo (McCarty y Ritchie., 2002; Lal., 2003; Renwick et al., 2004; Van Oost et al ., 2004). Algunos de estos mismos autores indican que estos estudios deben abarcar, además de la cantidad de carbono movilizado, la calidad del mismo (tipos de carbono), para así poder establecer implicaciones cualitativas entre tipos de carbono-erosión hídrica-dinámica del carbono, especialmente en zonas semiáridas (Starr et al., 2000; Jacinthe y Kimble., 2002; Lal., 2003; Arrouays et al., 2003).

Realmente, no existe un consenso sobre si la erosión apunta hacia un mayor secuestro del carbono o si por el contrario favorece la mineralización del mismo. Esta falta de cuantificación directa sobre el predominio de acumulación o pérdida de carbono en los procesos erosivos, conduce a hipótesis contradictorias expresadas por distintos autores.

1.2.1 Relaciones entre estructura-erosión hídrica-carbono

La estructura del suelo es un elemento clave que determina la tasa de liberación de carbono a la atmósfera a través de la cantidad de material agregado y su estabilidad. La primera fase del proceso de erosión es la desagregación de las partículas del suelo. El transporte del suelo por la erosión se produce en partículas individuales, por lo que, para que se produzca la erosión, debe haber una ruptura previa de los agregados del suelo. La estabilidad de los agregados desempeña, por tanto, un papel clave en el desarrollo e intensidad del proceso de erosión hídrica.

La estructura del suelo juega un papel fundamental en la degradación del suelo en zonas semiáridas. El impacto de las gotas de lluvia rompe los agregados del suelo y de esta forma comienza la degradación o deterioro de la estructura. La estabilidad de los agregados es uno de los principales factores que controlan la hidrología superficial, encostramiento superficial y erosionabilidad del suelo (De Ploey y Poesen, 1985). Con la finalidad de conocer cuáles son las fracciones de materia orgánica que controlan la estructura muchos investigadores han trabajado en relacionar la estabilidad de agregados y la estructura con diferentes tipos de materia

orgánica (Tisdall y Oades 1982, Lax, 1993, Roldan et al., 1996, Albiach et al., 2001, Andreu et al., 2001).

Una buena estructura del suelo juega un doble papel fundamental: 1) protegiendo al suelo de la pérdida de carbono; y 2) favoreciendo la capacidad de infiltración, de retención hídrica, disminuyendo la escorrentía y la cantidad de material para ser arrastrado por erosión hídrica.

En relación a la estabilización de las formas de carbono orgánico, aumentando su tiempo de permanencia en el suelo, la mayor parte de las investigaciones (Six et al., 2000a, 2000b; Jacinthe et al., 2002) apuntan a que los agregados al romperse por el impacto de las gotas de lluvia liberan CO₂ que se incorpora directamente a la atmósfera, tal y como se describe en el llamado “ciclo de vida” de los agregados (Six et al. 2000). Así la degradación de la materia orgánica está condicionada por la estructura del suelo, a mayor destrucción de agregados, mayor liberación de carbono a la atmósfera. Por el contrario, la incorporación de carbono en microagregados es un factor importante que contribuye al secuestro de carbono desde el punto de vista que los microagregados son más resistentes a la destrucción que los macroagregados (Six et al., 2000). A través de la asociación con las partículas minerales y su oclusión dentro de agregados el carbono orgánico del suelo está físicamente protegido contra la mineralización biológica. Agregados de gran tamaño son generalmente menos resistentes y contienen más carbono orgánico lábil que los microagregados (Jastrow et al., 1996). Todas estas investigaciones han puesto de relieve que la materia orgánica afecta a la agregación del suelo y a la estabilidad de los agregados, y que a su vez la agregación afecta a la dinámica de la materia orgánica y almacenaje de carbono en el suelo. Hace falta una mayor investigación para comprender totalmente los procesos de agregación y estabilización de los agregados debido a la complejidad de los

mismos y a que operan en una variedad de escalas espaciales y temporales (Bird et al., 2002).

La protección física del carbono orgánico del suelo proporcionado por la agregación desaparece como resultado de la erosión hídrica. El impacto de las gotas de lluvia provoca la rotura de los agregados y las fracciones de carbono orgánico lábil se liberan (Jacinthe et al., 2002). Esto sugiere que la desaparición selectiva de las fracciones de carbono orgánico por erosión hídrica podría traducirse en un aumento de las emisiones de CO₂ a la atmósfera durante e inmediatamente después del proceso de erosión hídrica, aunque este aspecto no ha sido todavía investigado (Jacinthe et al., 2002).

Otras investigaciones se han enfocado al estudio de las relaciones estructura –infiltración, y de éstas se desprende que una buena estructura favorece la capacidad de infiltración y de retención hídrica, disminuyendo así la escorrentía y su capacidad de transporte de suelo.

La ruptura de los agregados por el impacto de las gotas de lluvia, además de aumentar la cantidad de suelo disponible para ser transportado por la escorrentía, favorece el sellado de la superficie y la creación de costras de desagregación (Farres, 1978; Le Bissonnais y Singer, 1993; Le Bissonnais et al., 1995), limitando la capacidad de infiltración y aumentando la capacidad erosiva de las aguas de escorrentía.

Dexter (1988) muestra que partículas de mayor tamaño poseen más líneas de debilidad, y por lo tanto tienden a colapsar más fácilmente, provocando una disminución del tamaño de los poros y el sellado o encostramiento de las superficies. En este supuesto los agregados grandes dificultarían, en último término, la entrada de agua en el suelo y su conservación. Agregados de pequeño tamaño y estables favorecen el proceso de infiltración (Loch y Pocknee, 1995). En ecosistemas semiáridos se ha encontrado que agregados de tamaño pequeño 1-0,105 mm favorecen

el proceso de infiltración, en términos generales, y macroagregados (10-2 mm) lo dificultan (Boix-Fayos, 2000). Más autores coinciden en afirmar que los agregados de gran tamaño, aunque en principio parezcan agilizar y favorecer el proceso de infiltración, constituyen una fuente de desprendimiento de microagregados que bloquean los poros más grandes (Collis-George y Greene, 1979; Cockcroft y Martin, 1981; Tisdall y Oades, 1982) o partículas finas que favorecen el sellado de la superficie (Freebairn et al., 1991) y reducen su conductividad hidráulica. Moldenhauer y Koswara (1968) señalan que agregados entre 8 y 30 mm son capaces de producir más erosión laminar que agregados de menor tamaño.

A partir de establecer la importancia que tiene la estructura del suelo por separado en la tasa de emisión de carbono a la atmósfera y en la manera en que influye la erosión hídrica, la investigación aquí propuesta tratará de relacionar conjuntamente estos tres elementos: estructura-erosión-carbono. Es necesario rellenar las lagunas existentes en el estado de la cuestión actual a través de cuantificar la tasa de carbono emitida a la atmósfera como consecuencia de los procesos erosivos. Esto se hará principalmente cuantificando la tasa de carbono perdida en la escorrentía y relacionando la estabilidad de la estructura con la tasa de liberación de carbono a la atmósfera.

1.3 Cambios de usos de suelo y su relación con la erosión y dinámica de carbono

A lo largo del siglo XX, el aumento de la presión demográfica ha hecho que se intensifique el número de las producciones agrarias, con la consiguiente transformación de antiguos sistemas forestales en usos agrícolas. En muchos casos, estas roturaciones se hacían en laderas de

solana hasta altitudes considerables, debido en gran parte a la bondad climática mediterránea. Las pendientes en estos lugares son ya pronunciadas, lo que obligaba al abancalamiento de la ladera para evitar la pérdida de suelo cultivable.

Uno de los cambios más anunciados y esperados que ocurren cuando un bosque se transforma en cultivo es el decrecimiento del Carbono del suelo, este puede ser atribuido a un gran número de factores. Primero, los inputs de C en los sistemas agrícolas son normalmente menores que los de los sistemas naturales. Por otro lado; las prácticas agrícolas pueden ayudar a aumentar la descomposición de la materia orgánica por: 1) La creación de condiciones en el suelo más adecuadas para la actividad biológica (por ejemplo, a través de la ruptura de agregados, que expone la materia orgánica a las actividades microbianas y enzimáticas) (*Gregorich et al, 1998*). 2) debido al incremento de la temperatura del suelo por la ausencia de vegetación (*West et al., 1994, Martínez-Mena et al, 2002a*).

Muchos autores han estudiado la pérdida de la materia orgánica como resultado del cultivo de zonas naturales (tanto en praderas como bosques) con un amplio rango de condiciones climáticas y para diferentes años de conversión. Según *Maljean et al., (2004)* la intensificación de la gestión de los suelos agrícolas que ha ocurrido en Europa durante la segunda mitad del siglo XX ha dado lugar a una disminución destacable del contenido de materia orgánica del suelo. *Davidson y Ackerman (1993)* y *Malo et al., (2005)* aportan datos de pérdidas de materia orgánica del 20% al 40% a través de la conversión de suelos forestales a suelos agrícolas. Mientras que *Voroney et al. (1981)* mencionan un decrecimiento del 37% del carbono orgánico después de 70 años de cultivo en el perfil de un suelo en una ladera media en una pradera natural.

Otros autores afirman que el stock de carbono en los suelos cultivados pueden descender de un 30% a un 50% respecto a sus niveles originales después de 50 o 100 años de cultivo (*Schlesinger, 1987*).

Con el paso del tiempo factores como las nuevas técnicas de cultivo y la pérdida de rentabilidad de algunas explotaciones llevó a muchos agricultores a un abandono progresivo de la agricultura, provocando un nuevo cambio de uso de la tierra. Las primeras explotaciones que se abandonaron fueron las de menor rentabilidad, coincidiendo en gran medida con los cultivos aterrazados de ladera. El abandono de este tipo de cultivos ha contribuido a una gran pérdida de suelos fértiles en las antiguas laderas cultivadas en gran parte del ámbito mediterráneo. La escasa cubierta vegetal, la pobre estructura del suelo (debido a las menores cantidades de materia orgánica del suelo de los sistemas agrícolas respecto a los sistemas forestales), la elevada pendiente y la rotura de los muros de contención de las terrazas son los responsables, junto con las condiciones climáticas mediterráneas, de los fenómenos de erosión acelerada que hoy encontramos en nuestros paisajes mediterráneos de montaña.

No son nuevos de ahora los estudios que han mostrado que la variación de la escorrentía y de las tasas de erosión del suelo depende en gran medida a la cubierta vegetal y al cambio de uso del suelo (*Douglas., 1969; Reed., 1971; Williamns y Reed., 1972; Patton y Schumm., 1975; Newson., 1985; Bryan y Campbell., 1986*).

Autores como *Elwell y Stocking., (1976); Lee y Skogerboe., (1985); Francis and Thornes., (1990)*, han demostrado en diferentes ambientes, que la escorrentía y las pérdidas de suelo decrecen exponencialmente a medida que el porcentaje de cubierta vegetal aumenta. Según *Bryan y Campbell., (1986) y Mitchel., (1990)* la vegetación y el cambio de uso del

suelo son claramente factores que controlan la intensidad y la frecuencia del flujo superficial y la remoción de sedimentos.

Entre los diferentes caminos o vías por los que el carbono se pierde en los campos agrícolas uno de ellos es el sedimento. La erosión reduce el total del carbono del suelo por: 1) aumento de la degradación del suelo y reducción de la productividad y 2) removiendo o eliminado el Carbono de un sitio y depositándolo en otro (*Gregorich et al., 1998*).

De acuerdo con *Jachinte et al., (2001)* el carbono orgánico en el sedimento y en el material erosionado es más del doble que el del suelo original, el mismo autor estima que 5.7 Pg de carbono orgánico del suelo son “removidos” anualmente por erosión hídrica en los ecosistemas terrestres.

Mientras tanto, algunos autores, (*Smith et al., 2001; Mc Carty y Ritchie, 2002, Berhe et al., 2007*) sostienen que la retención del carbono erosionado en los sistemas terrestres y acuáticos pueden dejar al carbono secuestrado. Otros, (*Anderson et al, 1987, Beyer et al., 1993; Zhang et al., 2007*) en cambio, indican que ese material contiene fracciones lábiles de carbono, las cuales, bajo condiciones aeróbicas, pueden sufrir mineralización.

En general, la erosión es un proceso selectivo, donde mayoritariamente se transporta la fracción más fina del suelo (dependiendo directamente de la intensidad de la precipitación, al rugosidad del suelo y la pendiente de la ladera). En esta fracción más fina, compuesta principalmente por limos y arcillas es, a su vez, la fracción donde encontramos el carbono más recalcitrante, el más protegido.

Los datos disponibles sugieren que el carbono lábil es la primera fracción que es “arrancada” o que se pierde por el continuo cultivo, y que esta es la fracción más sensible a los cambios de uso del suelo del total de

carbono del suelo (*Blair et al., 1995, Chan et al., 2002; Chantigny, 2003, Silveira, 2005*).

Una de las amenazas ambientales más importantes identificadas por la Unión Europea es la erosión de suelo, que afecta con mayor o menor intensidad a un cuarto de su superficie. Se ha observado que en los últimos años, las actividades humanas han producido un incremento acelerado de este proceso, debiéndose principalmente a la degradación o desaparición de la cubierta vegetal (EEA, 2005).

Capítulo 2

**JUSTIFICACIÓN E
INTERÉS,
HIPÓTESIS Y
OBJETIVOS DEL
TRABAJO**

2.1 Justificación e interés

En el planteamiento de esta tesis doctoral hemos partido de los siguientes axiomas ampliamente constatados:

a) El suelo es un recurso clave para la supervivencia en nuestro Planeta. Tanto por su productividad intrínseca, que lo convierte en el soporte de la vida, como por ser el medio en el que se realizan la mayoría de las actividades humanas, el suelo es el fundamento básico del desarrollo económico y social. Por tratarse de un recurso natural vulnerable y no renovable, se nos presenta, pues, la alternativa de conservarlo o perder un recurso imprescindible para el sostenimiento del patrimonio territorial de cualquier país o región.

b) A nivel global, estamos inmersos en un proceso de cambio climático, seriamente acelerado por el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, principalmente de CO₂. El suelo, como mayor sumidero de carbono de la biosfera y componente clave en el ciclo terrestre del carbono, desempeña un papel fundamental en la regulación de los flujos de CO₂, pudiendo actuar como fuente o sumidero de carbono, acelerando o mitigando, respectivamente, el cambio climático.

c) Uno de los mayores retos actuales de la humanidad, en aras de un desarrollo sostenible, es el mantenimiento de la biodiversidad del Planeta. En este sentido, el suelo representa la mayor fuente de biodiversidad, supone uno de los principales bancos de genes y es un factor clave en el control de la diversidad biológica en los ecosistemas terrestres.

d) En base a los progresos en el conocimiento científico, se ha propiciado a través de recientes comunicados de los Paneles Intergubernamentales del IPCC, UNCCD, y CBD, de la Agencia Ambiental Europea y del U.S. “*Climate Change Science Program*” , un creciente interés hacia un mayor y mejor conocimiento de las inter-relaciones existentes entre cambio climático, conservación de la biodiversidad y degradación del suelo, con el objetivo de interpretar científicamente las sinergias existentes entre estos procesos.

Todas estas premisas muestran, claramente, el interés y la necesidad de estudios que nos permitan avanzar en el conocimiento de los efectos, directos e indirectos, de la erosión hídrica sobre los flujos de carbono entre suelo y atmósfera y bajo diferentes condiciones de uso de suelo.

En los últimos 100 años la región semiárida mediterránea del sureste español ha sufrido al menos dos importantes cambios de uso de suelo que han tenido grandes repercusiones sobre las propiedades básicas de los mismos. Estos cambios pueden afectar directa o indirectamente a la tasa neta de emisiones de CO₂ a la atmósfera (desde el suelo) contribuyendo (de forma positiva o negativa) al cambio climático y sus efectos colaterales.

El primer cambio de uso de suelo fue, en época preindustrial, la modificación antrópica de un paisaje natural para su aprovechamiento agrícola (cambio de uso), que supone un cambio drástico en la cantidad de aporte de material vegetal (carbono orgánico) que se incorpora al suelo tras la deforestación. Así pues, se establece un desequilibrio entre el carbono albergado en el suelo procedente del paisaje forestal pasado y las entradas de carbono actuales. Este desequilibrio provoca una degradación del suelo en cuanto a nutrientes y carbono, incidiendo en las propiedades fisicoquímicas del suelo; reduciéndose la estabilidad del mismo y favoreciendo la erosión y degradación del suelo. La reducción de la cubierta vegetal debida a la deforestación facilita e incrementa la erosión hídrica superficial.

El segundo cambio de uso importante se ha dado en época reciente (años 1950-1960), donde, debido a diversas causas (proceso de industrialización, mecanización de los sistemas agrícolas, crecimiento del sector primario y terciario, éxodo rural, etc.) se han abandonado los cultivos agrícolas. El cambio o abandono de un uso agrícola favorece, en algunos casos, la recolonización de las especies vegetales del suelo, incrementándose así los aportes de hojarasca al sistema suelo, y volviendo a establecerse un re-equilibrio entre entradas y salidas de materia orgánica en el suelo. En el ámbito mediterráneo, donde gran parte de las áreas agrícolas están abancaladas, este nuevo re-equilibrio puede verse condicionado por los procesos de erosión acelerada derivados de la ruptura de los bancales agrícolas.

En la actualidad no existen suficientes datos empíricos que lleven a un consenso de la comunidad científica sobre si la erosión hídrica puede favorecer la emisión de carbono a la atmosfera (“área fuente”) o si por el contrario favorece la acumulación en el suelo o sedimento (“área

sumidero”). Al parecer a la hora de evaluar si un “ecosistema” actúa como fuente o sumidero de carbono el factor más importante a tener en cuenta es la escala de observación. En una misma cuenca de drenaje pueden coexistir “áreas fuente” con “áreas sumidero”. La relación entre estas dos determinará el balance neto de carbono de la cuenca o área estudiada.

2.2 Hipótesis y objetivos

El suelo es un componente básico y fundamental en el ciclo terrestre del carbono y desempeña un papel clave en la regulación de los flujos de gases entre la superficie terrestre y la atmósfera. Dado que, tanto las propiedades del suelo como su cobertura vegetal y protección frente a la degradación, dependen, en gran medida, del tipo de uso, cabe esperar que el comportamiento del suelo como emisor o sumidero de CO₂, estará propiciado, en gran parte, por el uso.

En base a esta hipótesis, el objetivo general de este estudio es cuantificar y caracterizar los diferentes tipos de carbono que son movilizados y/o expuestos a la mineralización en los procesos de erosión en diferentes usos de suelo, y generar datos empíricos de erosión hídrica en diferentes usos de suelo en ambiente semiárido.

2.2.1. Hipótesis y objetivos específicos

Hipótesis 1

Los cambios de uso inducirán cambios en las propiedades del suelo y cobertura vegetal que afectarán a la dinámica de la materia orgánica. Tanto los aportes como las salidas de carbono orgánico del suelo, como su estabilización y tiempo de permanencia, vendrán determinadas, mayoritariamente, por los cambios de uso.

Objetivo 1

Determinar cómo afectan los cambios de uso y/o cobertura vegetal, en las regiones semiáridas, a la dinámica del carbono orgánico en el suelo.

- 1.1. Evaluar el impacto del cambio de uso en propiedades básicas de los suelos.
- 1.2. Cuantificar los cambios en el stock de carbono en el suelo afectados por cambios de uso.
- 1.3. Evaluar el impacto de los usos del suelo en la erosión y en la dinámica del carbono.
- 1.4. Estimar la contribución de la erosión a la pérdida de carbono orgánico e identificar las formas de carbono más afectadas por la erosión en los distintos usos de suelo.

Hipótesis 2

La capacidad del suelo para regular el impacto de la energía cinética de la erosión hídrica, sobre la dinámica del carbono del suelo, dependerá de la estabilidad estructural de los agregados del suelo y de la labilidad o recalcitrancia de las fracciones orgánicas.

Objetivo 2

Profundizar en el conocimiento de los factores que afectan a las pérdidas de carbono orgánico asociadas a la erosión hídrica del suelo.

- 2.1. Establecer relaciones entre el contenido, tipo y labilidad del carbono orgánico con la estructura del suelo.
- 2.2. Identificar los tamaños de partículas transportadas por erosión y los tipos de carbono asociados en los distintos usos del suelo.
- 2.3. Relacionar la pérdida de suelo con las características estructurales del mismo.
- 2.4. Evaluar el efecto de las características de la lluvia sobre las pérdidas de CO y sobre el tipo de partículas movilizadas por erosión en diferentes usos del suelo.

Todos estos objetivos contribuirán sustancialmente al entendimiento de la dinámica del carbono transportado en los procesos erosivos en ambiente semiárido mediterráneo.

2.3 Planteamiento y esquema de trabajo

Para poder alcanzar los diferentes objetivos de trabajo propuestos en esta tesis doctoral se seleccionaron tres usos de suelo de similares características edáficas, climáticas y topográficas pero con diferente manejo a lo largo de los últimos 100 años. Los usos seleccionados fueron: Un **uso forestal**, con mezcla de vegetación arbustiva y arbórea, no alterado a lo largo de la historia y con un aporte importante de biomasa. Un segundo uso que hemos llamado “**uso abandonado**”, donde la actividad agrícola se abandonó hace varias décadas, con una vegetación degradada, moderada producción de biomasa y que no ha sido perturbado hasta la fecha. Y, por último, un “**uso agrícola**” con cultivo ecológico de olivos de secano en la actualidad.

Es sabido que la calidad biológica del suelo está íntimamente relacionada con la presencia y los tipos de carbono que en él encontramos. Teniendo en cuenta que partimos de tres usos de suelo con diferentes manejos a lo largo de la historia, es de suponer que la cantidad y calidad del carbono de los mismos sea diferente en cada uno de los usos. Para evaluar cómo afectan los cambios de usos en la erosión y dinámica del carbono en las áreas seleccionadas, se ha cuantificado el carbono total y los distintos tipos de carbono contenidos en el suelo de cada uno de los usos así como el carbono total y los tipos de carbono movilizados por erosión hídrica. Los distintos tipos o “pools” de carbono que hemos diferenciado

en el suelo son: el carbono mineral asociado (MAC), el carbono orgánico particulado (POC) y el carbono orgánico soluble en agua (CSA). Cada uno de estos pools de carbono se encuentra asociado a un tamaño de partícula del suelo. La comparación de cada uno de estos pools entre los suelos de los diferentes usos nos permitirá evaluar cómo afectan los cambios de uso en la dinámica del carbono en cada uno de estos pools en el suelo. Así como establecer relaciones entre el contenido, tipo y labilidad del carbono orgánico con las propiedades físicas del suelo.

Para estimar como contribuye la erosión a la pérdida de carbono orgánico e identificar que formas de carbono son las más afectadas por los procesos de erosión se optó por la instalación de parcelas cerradas de erosión. Partiendo de la premisa de que la erosión hídrica es un proceso selectivo según el tamaño de partículas, y de la sabida correlación entre los diferentes pools de carbono y el tamaño de agregados, el análisis del carbono (en sus diferentes pools) del sedimento, y la posterior comparación con el carbono inicial del suelo, nos permitió establecer que tipos de carbono fueron transportado en los procesos de erosión.

Para poder evaluar el efecto de las características de la precipitación con las pérdidas y tipos de carbono movilizado por erosión en cada uno de los usos de suelo, se han clasificado los eventos de precipitación en diferentes clases atendiendo a su intensidad y se ha estudiado como afectan las características de la precipitación a la respuesta hidrológica y erosiva así como el tipo de carbono movilizado en cada uso de suelo.

Parte del trabajo presentado en esta tesis doctoral ha sido publicado en los siguientes artículos:

- i) Martínez Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix fayos, C., y 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 (1), 119–129.

- ii) Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Albaladejo, J., Castillo, V., Ortiz, R., and Boix-Fayos, C. (2012). Organic carbon enrichment in sediments: Effects of rainfall characteristics under different land uses in a Mediterranean area. *Catena*, 94 36-42.

Capítulo 3

**ÁREA DE ESTUDIO
Y DISEÑO
EXPERIMENTAL**

3.1. Características generales de la zona de estudio

La zona de estudio está localizada en el término municipal de Cehegín (38° 3' N, 1° 46' O), entre las Sierras de Quipar y Burete, en el Noroeste de la Región de Murcia. La altitud media del área oscila entre 600 y 800 m.s.n.m. Se sitúa a 60 km de Murcia y es representativa de la situación agrícola, socioeconómica y medioambiental de muchas de las áreas de secano de la región de Murcia, donde el agua es el factor limitante para el desarrollo agrícola. Existe en esta zona, un mosaico heterogéneo de tipos de cultivo y prácticas agrícolas que nos han permitido seleccionar los distintos usos de suelo necesarios para llevar a cabo la fase de experimentación de este trabajo.

3.1.1 Clima

El clima que encontramos en la zona es un clima mediterráneo continental, con inviernos cortos y fríos y veranos largos y calurosos. La precipitación media anual es de 300 mm, distribuida principalmente en otoño y primavera. Las precipitaciones presentan una distribución espacial heterogénea y se caracterizan por una alta intensidad y por su corta duración.

La temperatura media anual es relativamente alta, de 16.6° C; dándose los máximos en los meses estivales y los mínimos entre diciembre y febrero. La evapotranspiración alcanza los 800 mm anuales, siendo el déficit de agua calculado por el método de Thornthwaite, (Thornthwaite, 1948), de 500 mm. Julio y agosto

son los meses más secos y la zona permanece libre de heladas 9 meses al año. Estas condiciones se traducen en un régimen arídico en cuanto a la humedad del suelo y un régimen térmico en cuanto a la temperatura.

Estas características climáticas confieren unas óptimas condiciones para el desarrollo agrícola de la vid, el almendro, olivos y frutales con hueso como el melocotonero, manzano y peral.

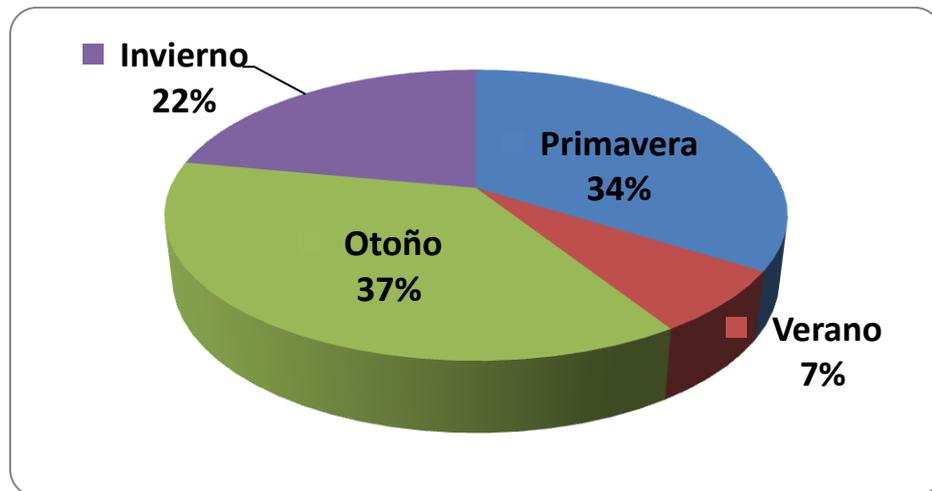


Figura 3. 1. Distribución de las precipitaciones en el observatorio de Cehegín ciudad. Fuente INM. Periodo 1971-2000

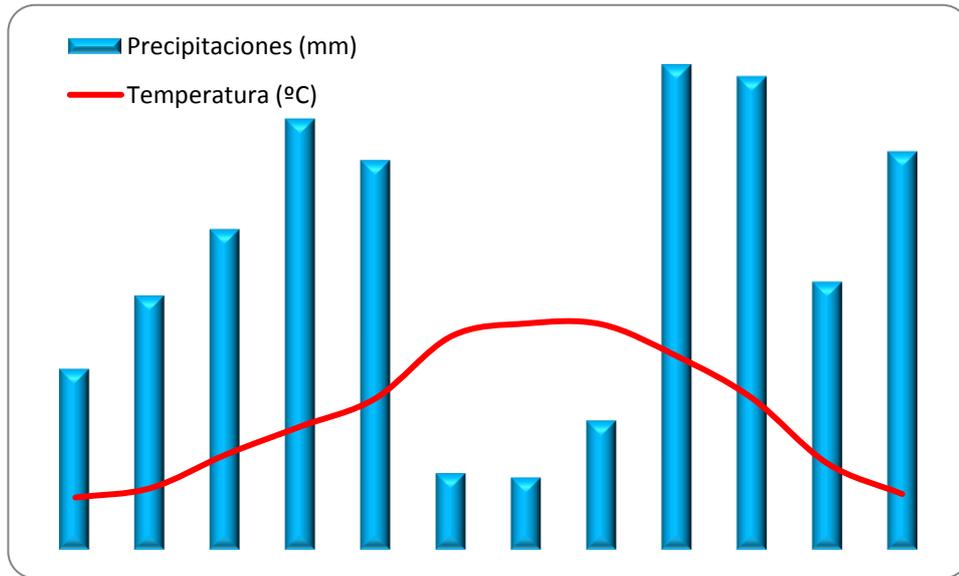


Figura 3. 2. Climograma de Cehegín ciudad. Periodo 1971-2000. Fuente INM

3.1.2 Contexto geológico y geomorfológico. Suelos

Geográficamente la zona está enmarcada en el glacis de la sierra de Burete, dentro del dominio paleogeográfico subbético medio o también llamado subbético de Caravaca; el cual se extiende desde Moratalla hasta la Sierra de Barinas. Las áreas subbéticas se caracterizan por la abundancia de calizas y las dolomías del Jurásico, las arcillas con yesos del Triásico y las margas del Cretácico. La orientación principal del conjunto es ENE-OSO.

En la zona de estudio que nos ocupa coexisten una gran variedad de tipos de suelo, las unidades taxonómicas más representativas de la zona son los Litosoles, Cambisoles, Fluvisoles, Regosoles, y Xerosoles (Alías et al., 1987). La característica común de todas estas unidades es la presencia de

materiales calizos. Los suelos clasificados como “Xerosoles Cálcicos - Xerosoles Gípsicos con inclusión de litosoles” junto con los “Fluvisoles calcáricos - Xerosoles cálcicos” son, en general los suelos que mejor definen nuestra zona de estudio (Mapa Cehegin-911; universidad de Murcia, ICONA). En la actualidad, en el nuevo sistema de clasificación de la FAO (WRB, 2006), los Xerosoles cálcicos se denominan Calcisoles háplicos y los Xerosoles gípsicos corresponden a los Calcisoles gípsicos.

3.1.3 Vegetación

La vegetación potencial del área de estudio corresponde a la serie supra-mesomediterránea manchega, setabense, murciana y aragonesa seco-subhúmeda basófila de la encina: serie *Querceto rotundifoliae Sigmetum* (Alcaraz, 1999). La vegetación potencial climática de esta serie está representada por un carrascal de *Quercus rotundifolia*, acompañada por un sotobosque en el que predominan arbustos como coscojas (*Quercus coccifera*), espinos (*Rhamnus lycioides*), enebros (*Juniperus oxycedrus*) y cornicabras (*Pistacia terebinthus*). En el estrato inferior del carrascal resultan frecuentes algunas herbáceas como el lastón (*Brachypodium retusum*) y la oreja de liebre (*Bupleurum rigidum*). Nuestra zona de estudio se enmarca dentro de la subserie *arenarietosum intricatae*, de distribución Iberolevantina meridional y marcado carácter termófilo. La degradación de dichos carrascales da lugar a la existencia de coscojares de la asociación *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae* subasociación *daphnetosum gnidii*, enriquecidos con

la presencia de lentiscos (*Pistacia lentiscos*) y matapollos (*Daphne gnidium*). En zonas con compensación edáfica (barrancos y vaguadas) pueden aparecer madroños (*Arbustus unedo*), durillos (*Viburnum tinus*) y puntualmente *Colutea atlántica*. A su vez, esta maquía arbustiva da lugar, por degradación, a romerales (*Rosmarinus officinalis*), jarales de *Cistus clusii* y tomillares en los que son características especies como *Thymus membranaceus*, *Helianthemum viscarium*, *Lavandula latifolia*, *sideritis murgetana* o *Staehelina dubia* (Alcaraz F. Alias, 1987).

La vegetación actual del área de estudio está formada por manchas de pinar de *Pinus halepensis* de origen incierto, pero en cualquier caso, ya presentes en la década de los cincuenta. Bajo el pinar se desarrolla un coscojar de *Q. coccifera*, acompañado por espino negro (*Rhamnus lycioides*), enebro (*J. oxycedrus*), romero (*R. officinalis*), *C. clusii* y un estrato camefítico de *Thymus sp.* y *Helianthemum sp.* Mientras que los pinares y matorrales descritos ocupan preferentemente posiciones de ladera o de cumbre, en el fondo de valle se extienden cultivos de olivo (*Olea europaea*) y almendro (*Prunus dulcis*) en régimen de secano (Alcaraz F. Alias, 1987).

3.2. Justificación, localización e historia de los usos de suelo seleccionados

Para la elección de la zona de estudio que nos ocupa, se tuvieron en cuenta diferentes criterios. Uno de los criterios más importantes que se consideraron fue la proximidad física entre

los diferentes usos del suelo de manera que todos los usos se localizaran en condiciones similares desde el punto de vista climático, litológico, edafológico y geomorfológico. De esta forma pudimos asegurar que el factor “uso del suelo” fuera el principal responsable de los cambios tanto en las tasas finales de erosión como en todas las propiedades del suelo estudiadas. La proximidad física entre los tres usos también nos permitía recoger los sedimentos generados tras cada evento de precipitación en una sola jornada de trabajo. Se buscaban igualmente zonas de pendiente moderada, y en el caso de zonas agrícolas donde los cultivos no estuvieran sobre terrazas. No menos importante como requisito era que los propietarios de la finca en cuestión estuvieran abiertos a la instalación de nuestras zonas de experimentación (parcelas de escorrentía) y por tanto nos permitieran llevar a cabo los objetivos de este trabajo. La zona de Burete reúne todos estos requisitos. Así, en una extensión de 5 km² encontramos los tres tipos de usos de suelo que buscábamos: uso forestal no alterado, uso abandonado y un uso agrícola. Las características específicas de cada uso se describen a continuación.

3.2.1. Uso forestal

La zona de uso forestal, con coordenadas 38°03'25.53''N; 1°46'19.28''O, abarca una superficie de 900 m² con una pendiente media del 10% y una altitud media de 650 m.s.n.m. Está constituida por una vegetación típica mediterránea (bosque bajo de coscojas, enebros y romeros) con pinar disperso (*Pinus*

halepensis). Este uso es el que presenta una mayor cobertura vegetal de los tres seleccionados (65%), con una estructura más desarrollada y por tanto con una mayor producción de biomasa (Almagro et al., 2010). Esta zona no ha estado sometida a presión antrópica, al menos desde los años documentados (Figura 3.3) y nos servirá como suelo “de referencia” para estudiar la incidencia de los cambios de uso en la dinámica de carbono y erosión en la zona.

3.2.2. Uso abandonado

El uso abandonado, con coordenadas $38^{\circ}03'48.02''N$; $1^{\circ}46'41.88''O$; se encuentra localizado a 2.5 Km de distancia de los usos forestal y agrícola (Figura 3. 3); abarca una superficie de 2.700 m² y tiene una pendiente próxima al 14%. Esta zona fue puesta en cultivo de cebada hace 100 años aproximadamente y abandonada hace 25 años. Desde el abandono, la vegetación natural ha ido colonizando el área hasta llegar a la situación que encontramos hoy en día (figura 3.4). La zona abandonada presenta la misma vegetación que la forestal pero en un grado de desarrollo inferior y con menor cobertura (35%) y producción de biomasa.



Figura 3. 3. Localización espacial de las tres zonas de estudio.

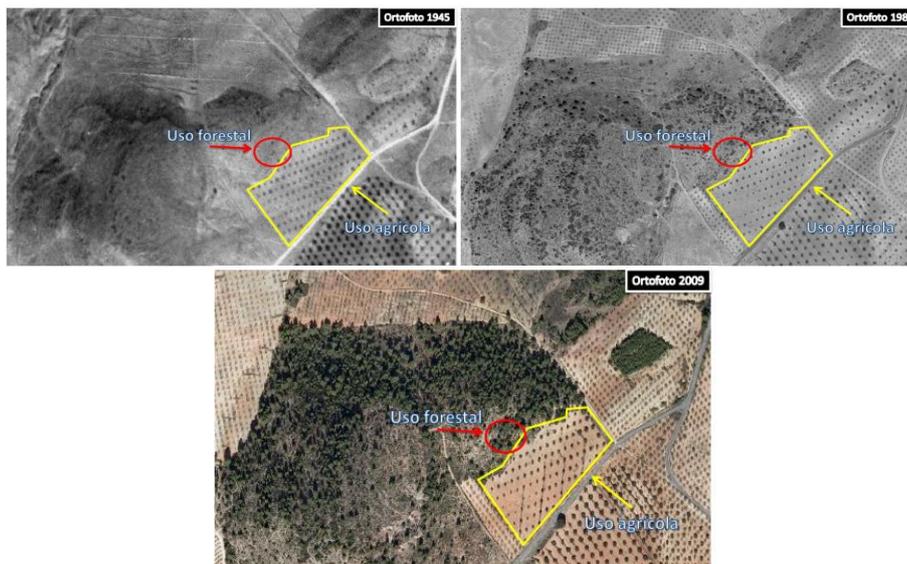


Figura 3. 4. Comparativa foto aérea de 1945-1981-2009 donde se aprecia la ausencia de actividad antrópica de la zona forestal con el paso de los años.

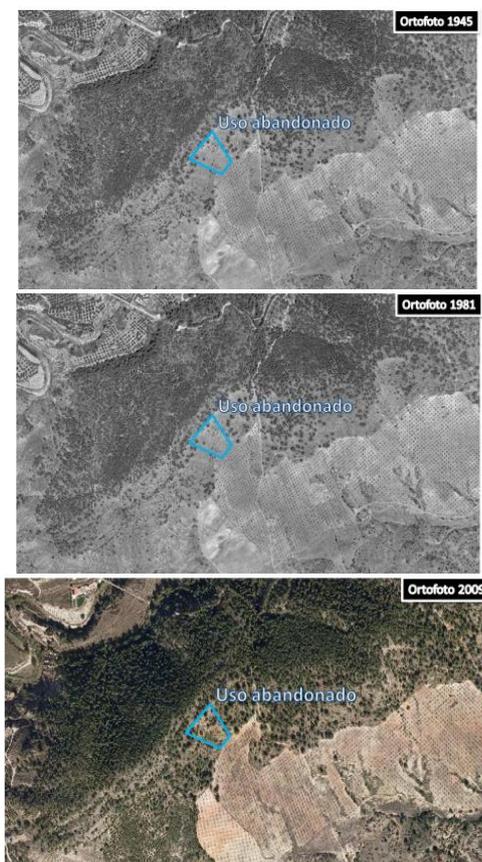


Figura 3. 5. Detalle de la evolución de la vegetación en la zona abandonada tras el paso de 64 años.

3.2.3. *Uso agrícola*

La zona agrícola con coordenadas $38^{\circ}03'23.55''N$; $1^{\circ}46'18.56''O$, se encuentra contigua a la zona de uso natural, es la zona de mayor extensión, con 1.84 ha y tiene una pendiente media del 9%. Esta zona ha estado cultivada durante aproximadamente 100 años: con viñas hace aproximadamente 60 años y con olivos desde entonces. En la actualidad los olivos se encuentran en cultivo ecológico, con un marco de plantación de 10x10 m ($107 \text{ árboles ha}^{-1}$) y sin ningún tipo de adición

orgánica. Se realiza una poda y dos/tres arados anuales a una profundidad aproximada de 15 cm.

3.3. Descripción de los perfiles de suelo en cada uso

Para poder caracterizar cada una de las zonas de estudio se llevaron a cabo un total de tres perfiles de suelo, uno en cada uno de las zonas seleccionadas. Los perfiles se llevaron a cabo con la ayuda de una retroexcavadora que permitió profundizar hasta la roca madre.

3.3.1. Perfil de suelo en el uso forestal

El perfil de la zona forestal está realizado sobre una ladera de glacis de pendiente moderada, bajo suelo pedregoso bien drenado y libre de sales (conductividad eléctrica: 0.55 dSm^{-1}). En el perfil se han distinguido dos horizontes edáficos bien definidos: un horizonte A de 0-19 cm y un horizonte Ckm a partir de los 19 cm (Anexo 1).

El pH en H_2O de la capa superficial es ligeramente alcalino (8.02), y el más bajo de los tres usos, debido probablemente al carácter acidificante de las acículas de los pinos de la zona (*Pinus halepensis*). Sin la presencia de éstas y dado el porcentaje de carbonatos del horizonte “A” el pH debería ser más alcalino. El perfil presenta una textura franca y el suelo está clasificado como un Calcisol pétrico (WRB, 2006).

3.3.2. Perfil de suelo en el uso abandonado

En la zona abandonada se han podido diferenciar tres horizontes edáficos: un horizonte A de 0-17cm; un horizonte C1 de 17-42 cm y un tercer horizonte C2 de +42 cm (Anexo 1). Esta zona es la que presenta mayor pedregosidad en superficie de los tres usos, debido probablemente al aporte de materiales de la ladera contigua. Los valores de pH (en H₂O) medidos son similares en los tres horizontes y oscilan entre 8.30 a 8.38. La conductividad eléctrica disminuye claramente con la profundidad debido al poco lixiviado vertical de las sales en estos suelos (0.80 dSm⁻¹ para el horizonte A; 0.36 dSm⁻¹ para el C1; y 0.28 dSm⁻¹ para el C2). La textura se clasifica como textura franca y los suelos se clasifica como un Regosol calcárico (WRB 2006). Los valores de capacidad de retención analizados muestran una concordancia con los valores de textura, donde el mayor porcentaje de arcillas del horizonte A es consistente con mayores contenidos de agua a capacidad de campo.

3.3.3. Perfil de suelo en el uso agrícola

En el perfil del suelo de la zona agrícola se han diferenciado dos horizontes edáficos: un horizonte Ap hasta los 20 cm y un Ck por debajo de los 20 cm (Anexo 1). En algunos puntos de esta zona se aprecia la presencia de una costra calcárea (caliche) próxima a la superficie. La conductividad eléctrica en el horizonte Ap de este uso es la más elevada de las tres zonas de estudio (1.16 dSm⁻¹), aun así esta conductividad es muy baja para considerarla problemática. Al igual que en la zona abandonada,

la conductividad disminuye con la profundidad, (0.46 dSm^{-1} en el horizonte Ck). El pH de esta zona está condicionado por la presencia de los carbonatos, siendo éstos más del doble de los de la zona abandonada y justificando así el pH ligeramente menor del propio uso agrícola frente al abandonado. La textura de este uso es franca. El suelo es un Calcisol hipercálcico (WRB, 2006).

Uso	Horizonte	Profundidad (cm)	C (g Kg ⁻¹)	N (Mg/100g)	C/N	CO ₃ Ca (%)	PH		C.E (dSm ⁻¹)	H ₂ O		Textura		
							H ₂ O	ClK		0.5 atm.	15 atm.	<2μm	2-50μm	50-2000 μm
Agrícola	Ap	0-20	6,7	99,47	6,74	61,90	8,13	7,36	1,16	21,83	10,88	22,3	41,5	36,2
	Ck	+20	2,8	53,46	5,24	63,25	8,27	7,35	0,46	19,17	7,77	19,7	50,8	29,5
Forestal	A	0-19	13,5	144,13	9,37	41,18	8,02	7,38	0,55	30,83	14,87	28,1	41,4	30,6
	Ckm	+19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abandonado	A	0-17	6,1	106,50	5,73	32,32	8,30	7,34	0,80	26,29	11,87	26,1	42,8	31,2
	C1	17-42	3,1	71,12	4,36	35,33	8,38	7,40	0,36	21,10	11,80	26,7	48,4	25
	C2	+42	2,2	39,67	5,55	34,89	8,28	7,29	0,28	21,31	11,99	23,3	48,6	28,1

Tabla 3. 1. Propiedades físico-químicas de los perfiles del suelo en cada uso.

Tal y como se observa en la tabla los valores de capacidad de retención son mayores para el uso forestal, seguido del uso abandonado y agrícola para los dos puntos de la curva analizados (capacidad de retención y punto de marchitamiento). Se observa igualmente una ligera disminución de estos valores en profundidad para ambos usos, agrícola y abandonado. El paso de forestal a cultivo supone una reducción de aproximadamente el 32% en la disponibilidad de agua en el suelo para las plantas (obtenido de la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitamiento). No se observan cambios significativos, sin embargo, entre el uso abandonado y forestal indicando por tanto una posible recuperación del mismo tras el abandono. En el anexo 1 se puede consultar la descripción completa y datos analíticos de cada uno de los perfiles

USO	Horizonte	Profundidad (cm)	0.5 atm. (%)	15 atm. (%)	Agua util (%)
Forestal	A	0-19	30.84	14.88	15.96
Abandonado	A	0-17	26.29	11.88	14.41
	C1	17-42	21.11	11.81	9.3
	C2	+ 42	21.31	12.00	9.31
Agrícola	Ap	0-20	21.84	10.89	10.95
	Ck	+ 20	19.77	7.77	12

Tabla 3. 2. Parámetros hídricos en los diferentes perfiles de suelo y profundidades



Figura 3. 6. Imágenes de los perfiles del suelo. A: uso forestal, B: uso abandonado; C: uso agrícola.

3.4. Diseño experimental

3.4.1. Muestreo de suelo

Para llevar a cabo los objetivos propuestos en esta memoria en relación con la caracterización de las propiedades del suelo relacionadas con la erosión que se han visto alteradas por el cambio de uso de suelo se estableció, en cada una de las zonas seleccionadas un muestreo en retícula con diferentes intervalos dependiendo de la extensión del uso así como de la homogeneidad de la distribución de la vegetación existente en el mismo. El muestreo de las propiedades del suelo seleccionadas en cada uso se realizó en octubre de 2005.

Para la zona forestal se estableció una retícula regular de 3.5 metros de resolución, abarcando un total de 54 puntos. En la zona abandonada se estableció una retícula de cuatro columnas y cinco filas, con resolución de

4 metros en la horizontal y 8 metros en la vertical. El número total de puntos de muestreo para esta zona fue de 20. Para la zona agrícola la resolución de la retícula fue de 15 metros, con un total de 73 puntos de muestreo. Los puntos de muestreo fueron georeferenciados con un con un GPS Trimble modelo 5700 para su posterior localización en el Modelo Digital del Terreno de cada zona. En la zona forestal se estableció un sistema de coordenadas propio debido a la imposibilidad de actuación del GPS. En la figura 3.7 se pueden ver la localización final de los puntos de muestreo para cada uso.

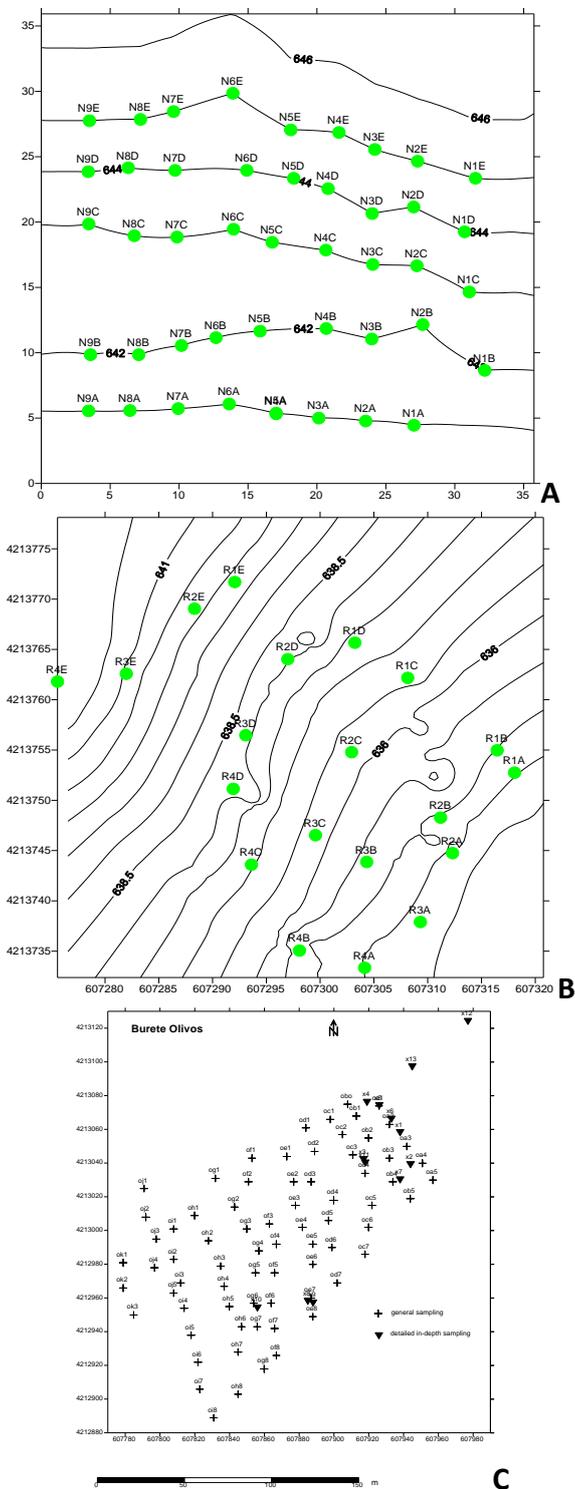


Figura 3. 7. Localización de los puntos de muestreo por usos. A, uso forestal; B, uso abandonado; C, uso agrícola.

En cada uno de los puntos de muestreo seleccionados se tomaron dos tipos de muestras: i) muestras de suelo inalterado, usadas para la obtención de la densidad aparente y porosidad del suelo; y ii) muestras de suelo alterado, para el resto de las propiedades físicas y químicas contempladas en este estudio. Dependiendo del uso de suelo y de las características específicas de cada zona se tomaron las siguientes profundidades: Para la zona forestal y abandonada se tomaron como muestras superficiales la profundidad 0-5cm y como muestras de profundidad 5-20 cm. (Tabla 3.3). Para la zona agrícola, debido a la existencia de dos pasadas de arado anuales, se optó por establecer como profundidad superficial la profundidad de la suela del arado (0-10 cm), ya que el paso del arado homogeniza toda la capa superior del suelo. Las muestras de profundidad para este uso se establecieron entre 10-20cm. También se realizó un muestreo de todo el perfil de suelo en distintos puntos de la ladera (zonas de erosión y deposición) en los usos agrícola y abandonado con la finalidad de estudiar en más detalle la distribución del carbono en profundidad.

	Forestal	Abandonado	Agrícola
Superficie	0-5 cm.	0-5 cm.	0-10 cm.
Profundidad	5-20 cm.	5-20 cm.	10-20 cm.

Tabla 3. 3. Profundidad de las muestras de suelo en los diferentes usos.

3.4.2. Cuantificación de la erosión

Para cuantificar la cantidad de material erosionado en cada uno de los usos seleccionados se instalaron parcelas de erosión con las siguientes características: en el uso forestal y en el agrícola se han instalado dos parcelas de 16m² por uso (8 metros de largo por 2 metros de ancho) a favor de pendiente (figura 3.8). El área de las parcelas está cercada por una plancha de aluminio de 25 cm de altura que impide la conexión de flujo con el exterior de la parcela. Las parcelas están unidas mediante una canalización de PVC de 12 cm de diámetro a dos colectores donde se cuantifica el total de la escorrentía y el sedimento que se genera dentro de la parcela. Los colectores utilizados tienen una capacidad máxima de 66 litros cada uno aunque por medio de un partidor colocado entre el paso de un deposito a otro se puede llegar a cuantificar una escorrentía 4 veces mayor (294 litros).



Figura 3. 8. Parcelas de erosión de la zona forestal (derecha) y agrícola (izquierda). Septiembre de 2005.

En el uso abandonado, se instalaron para la recogida de los sedimentos tres trampas de sedimento tipo “Gerlach” (Figura 3.9). Las trampas de sedimento tipo *Gerlach* consistente en cilindros de 15cm de diámetro cortados transversalmente y colocados en la horizontal del suelo, de manera que colectan toda el agua de escorrentía que queda por encima de ellas, ya que no se encuentran acotadas por ningún lado. El agua de escorrentía y los sedimentos más finos se almacena en un pequeño depósito adjunto. Las trampas están provistas de un sistema de tapas y bisagras que evitan el llenado por precipitación directa y facilitan la recogida del sedimento. Con el fin de optimizar el espacio total de la zona y obtener el máximo sedimento posible las trampas están localizadas en las zonas de máxima concentración de escorrentía.



Figura 3. 9. Trampas de sedimento tipo Gerlach. Uso abandonado.

Monitorización de la zona de estudio

Con la finalidad de caracterizar los eventos que generaron erosión y escorrentía en los distintos usos de suelo se instaló la siguiente instrumentación:

- Pluviógrafo automático conectado a un “*data-logger*” en el que se almacena la lluvia caída cada minuto y que nos permitió tener datos de la intensidad de la tormenta.
- Pluviómetro manual para medición de la precipitación total.
- Sondas para medir la humedad del suelo en diferentes puntos del área de estudio mediante la técnica del TDR (Time Domain Reflectometri) (Malicki, Plagge, y Roth, 1996).



Figura 3. 10. A; Instrumentación de campo. Pluviógrafo. B; Data loggers. C; Descarga de datos en pc. D; Time Domain Reflectometric (TDR).

3.4.4. Análisis estadístico de los resultados

Se llevaron a cabo análisis de ANOVA, utilizando como factores fijos uso de suelo y profundidad con la finalidad de comparar el efecto de ambos en cada una de las variables estudiadas. Para establecer las diferencias significativas entre tratamientos y profundidades se utilizó el test de Tukey con un nivel de probabilidad del 95%. Previamente a los análisis se comprobó la normalidad de los datos utilizando el test de *Kolmogorov-Smirnov* y la homogeneidad de la varianza utilizando el test de Lavené. Análisis de correlación de *Spearman* nos permitieron explorar las relaciones entre todas las variables estudiadas en cada uso de suelo. Los datos que no se distribuyeron normalmente se transformaron utilizando logaritmos. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo utilizando el programa SPSS versión 17. La significación se estableció para $p < 0.05$. En todas las tablas y figuras se presentan los valores medios y el error estándar de los mismos.



Capítulo 4



PROPIEDADES DEL
SUELO AFECTADAS
POR EL CAMBIO DE
USO



4.1. Introducción

La pérdida de cobertura vegetal en las transformaciones de sistemas forestales en sistemas agrícolas desemboca en una disminución directa de los aportes de materia orgánica al suelo y en un claro aumento de las tasas de erosión. La reducción de la materia orgánica afecta a la agregación de suelo y la actividad de la fauna, influyendo en la macroporosidad y la infiltración, y aumentando a su vez la compactación (Lesschen, Cammeraat, y Nieman, 2008), y por tanto la escorrentía. Autores como Cihacek, (1994) señalan que los procesos de erosión hídrica modifican las propiedades químicas del horizonte superficial, tales como carbono orgánico, nitratos, pH, fósforo extraíble y capacidad de intercambio catiónico. Estas modificaciones tienden a reducir la productividad de los suelos (Lowery et al., 1995), produciendo un impacto negativo sobre la mayoría de las variables edáficas. En áreas semiáridas diversos autores (J Albaladejo, Martínez-Mena, Roldan, y Castillo, 1998) encontraron una notable pérdida de carbono y descenso del 31% de los agregados estables 55 meses después de la retirada de la vegetación en parcelas experimentales de erosión. Progresivamente se observó un claro deterioro de las propiedades físicas del suelo, aumentando la escorrentía e incrementando hasta un 127% la erosión en la parcelas desnudas.

Propiedades físicas como la densidad del suelo, estructura (estabilidad de agregados), porosidad y capacidad de retención de agua en el suelo están íntimamente ligadas a la presencia de carbono orgánico en el suelo, por lo que cualquier cambio en el contenido de éste, se verá reflejado en las propiedades físicas del mismo. Pikul y Allmaras (1986) estudiaron el cambio en la distribución de los poros del suelo con diferentes manejos de suelo y encontraron que al adicionar materia

orgánica aumentaban la porosidad del mismo. Quiroga et al (1998) observaron una variación en el contenido de materia orgánica en suelos con texturas similares en función del manejo. Lampurlanés y Cantero-Martínez, (2003), encontraron, por otra parte, cambios en la densidad del suelo según el manejo del mismo.

La materia orgánica del suelo es importantísima para mantener la estabilidad estructural, ayudando a la infiltración de aire y agua, promoviendo la retención de agua y reduciendo la erosión (Gregorich et al., 1994), de ahí que el carbono que se pierda con la puesta en cultivo este íntimamente relacionado con el deterioro de las propiedades físicas del suelo además, de estar estrechamente ligado a la estabilidad de los agregados (Tisdall y Oades., 1982; Elliot., 1986) y a la erosión del suelo (Kay., 2000). El carbono orgánico del suelo tiene un efecto importante en la agregación de las partículas del suelo, existiendo una relación entre el contenido de carbono orgánico y el tamaño de los agregados (Follett y Stewart, 1985). La incorporación de carbono en microagregados es un factor importante que contribuye al secuestro de carbono ya que los microagregados son más resistentes a la destrucción que agregados de mayor tamaño (Six *et al.*, 2000). A través de la asociación con las partículas minerales y su oclusión dentro de agregados el carbono orgánico del suelo está físicamente protegido contra la mineralización biológica. Agregados de gran tamaño son generalmente menos resistentes y contienen más carbono orgánico lábil que los microagregados (Jastrow et al., 1996; Buyanovsky et al., 1994). Numerosos autores han constatado en sus trabajos correlaciones positivas entre la estabilidad de los agregados y el contenido de materia orgánica de un suelo en diferentes ambientes (Wright y Hons, 2005; Rothon, 2000; Caravaca et al. 2001; Chaney y Swift, 1984).

Diversos autores han encontrados variaciones en la estabilidad de los agregados con el cambio del usos del suelo. Por ejemplo, Wander y Bollero

(1999), encontraron valores significativamente mayores del diámetro medio de partícula (MWD) en suelos no alterados comparados con suelos alterados. Shepherd et al., (2001); John et al., (2005) encontraron una reducción entre el 64 y el 71% en la estabilidad de los agregados (medida como MWD) de un suelo de pastos tras varios años de puesta en cultivo.

La densidad del suelo y la porosidad están fuertemente afectada por el manejo del suelo y dependen de la materia orgánica y de la distribución y estabilidad de los agregados del suelo (Baldock y Nelson., 2000; Lampurlanés y Cantero-Martínez, 2003; Xian et. Al., 2007). Una reducción de la materia orgánica supone un incremento de la densidad y una disminución de la porosidad, y por consiguiente de la infiltración y la capacidad de almacenamiento de agua y aire del suelo (Franzluebbers., 2002; Wall y Heiskanen, 2003; Celik, 2005).

En relación con la capacidad de retención de agua en el suelo, varios autores han encontrado que la capacidad de retención de un suelo a cualquier succión es más elevada en suelos reforestados (con mayor contenido de materia orgánica). Así mismo el incremento en la capacidad de retención a bajas succiones se ha atribuido al desarrollo de la estructura del suelo. Wall y Heiskanen (2003) encontraron que el contenido de agua del suelo a 10 y 1500 k Pa aumenta significativamente con el aumento de la materia orgánica.

En este capítulo se pretende determinar el efecto del cambio de uso en propiedades físicas e hidrológicas del suelo relacionadas con la erosión.

4.3. Métodos analíticos y análisis de los datos

4.3.1. Distribución del tamaño último de partícula (textura)

La textura del suelo ha sido obtenida mediante un analizador de partículas láser (COULTER LS 200). Este método consiste en la determinación del tamaño de partículas mediante el cálculo del ángulo de difracción de un haz de luz láser proyectado sobre cada partícula de la muestra. La muestra, una vez eliminada la materia orgánica y dispersada, es introducida en el analizador en una solución acuosa de suelo y agua destilada. Este modelo de analizador trabaja en un rango de 0.4 – 2000 micras.

La eliminación de la materia orgánica se realiza con la adición a la muestra de peróxido de hidrógeno. Se parte de 5 g de suelo tamizado a 2 mm. Estos 5 g de muestra son metidos en un vaso de precipitados con 5 ml de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) al 33% en un volumen de agua destilada de 100 ml. El peróxido de hidrogeno tiene la función de reaccionar oxidando toda la materia orgánica presente en el suelo, y favoreciendo así la rotura de los posibles enlaces orgánicos entre agregados, y reduciendo los elementos del suelo a partículas elementales. Para activar la reacción de oxidación las muestras se le aplica a la muestra una temperatura constante de 90°C. Periódicamente, cuando visualmente se aprecia una disminución de la efervescencia que produce la oxidación de la materia orgánica, se le debe añadir a la disolución 2 ml de peróxido de hidrogeno para reactivar la reacción. En el momento que veamos que cesa la efervescencia el proceso de eliminación de la materia orgánica habrá finalizado. Este periodo de tiempo variará en cada muestra en función de la materia orgánica a oxidar.

Una vez eliminada toda la materia orgánica de la muestra se deja enfriar y posteriormente se les aplica un dispersante (hexametáfosfato sódico) para evitar la floculación y re-agregación de las partículas. Esta

disolución la mantendremos en agitación 12 horas antes de pasar las muestras por el analizador de partículas.

4.3.2. Densidad aparente

La densidad aparente es la relación que existe entre el peso seco de un suelo y el volumen que éste ocupa (g cm^{-3}). En este volumen se incluyen tanto los espacios que existen entre los agregados (macroporos) como los espacios entre partículas más pequeñas (microporos). Estos espacios suelen estar ocupados por aire y/o agua, y son los encargados de redistribuir el agua por todo el perfil del suelo.

Éste, es un parámetro que indirectamente nos da información sobre otras variables tales como la porosidad, estructura y grado de compactación del suelo (Martínez –Fernández, 1996). La mayor o menor presencia de materia orgánica en un suelo condicionará la propia agregación del mismo, y por ende su densidad, reduciéndose ésta a medida que aumenta la presencia de carbono orgánico de un suelo.

Para la determinación de la densidad se han utilizado unos cilindros metálicos de volumen conocido (100 cm^3). Estos cilindros son introducidos en el suelo verticalmente con la ayuda de un martillo de goma hasta que quedan completamente “llenos de suelo”. Los cilindros se sacan con el máximo cuidado del suelo y se protegen con “parafilm” para transportarlos al laboratorio. Para extraerlos del suelo es conveniente ayudarse con una paleta metálica por el exterior del anillo (Figura 4.1). Una vez tenemos la muestra de suelo dentro del cilindro, estos se trasladan a la estufa donde permanecerán a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 horas para eliminar

la humedad de la muestra. Una vez seco, se pesa el suelo que hay dentro del cilindro y se utiliza la siguiente ecuación para determinar la densidad.

$$\text{Densidad aparente (gcm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{Peso en seco (g)}}{\text{Volumen del anillo (cm}^{-3}\text{)}}$$



Figura 4. 1. Detalle de la extracción de los cilindros para BD.

4.3.3. Capacidad de retención

La retención hídrica de un suelo se define como su capacidad para almacenar y retener el agua infiltrada, de tal forma que ésta pueda ser aprovechada por microorganismos y plantas. La cantidad de agua retenida por un suelo a una succión dada, depende de propiedades como la textura, estructura, materia orgánica o la naturaleza de la arcilla del suelo. Generalmente la capacidad de retención hídrica de un suelo se representa mediante curvas de retención hídrica; donde en uno de los ejes se representa la fuerza de succión del suelo (pF) y en el otro el contenido de agua del suelo a esa succión. Los diferentes segmentos de la propia curva nos proporcionarían diferente información en la relación suelo-agua. Así, la cantidad de agua retenida con valores relativamente bajos de succión, depende principalmente del efecto capilar y de la distribución de los poros, y por tanto, de la estructura del suelo. Por el contrario, la retención de agua a succiones elevadas se debe más a la absorción, y presenta menor dependencia de la estructura y mayor de la superficie específica del suelo, de tal forma que puede considerarse a la capacidad de retención como una propiedad textural del suelo (Hillel, 1984).

En nuestro caso no se ha calculado toda la curva de retención hídrica, sino dos puntos de la curva : capacidad de campo: las muestras son sometidas a una presión de 0.33 atm (correspondiente a un pF=2.7) y punto de marchitamiento: las muestras son sometidas a una presión 15 atm (correspondiente a un pF= 4.2).

Para la determinación de estos dos puntos se utilizó muestra alterada < 2mm. El procedimiento seguido fue la obtención de una pasta saturada con agua destilada. Esta pasta saturada se introduce en unos cilindros

plásticos de 1 cm. de altura y se pasa directamente por la membrana de Richard. (Figura 4.2). Para cada una de las presiones señaladas se han realizado dos réplicas de cada muestra. Una vez puestas las muestras en la membrana de Richard éstas, deben permanecer en ella, a la presión indicada, un mínimo de 24 h. Después de este tiempo las muestras deben permanecer 2 horas estables sin pérdidas de agua. Cuando se da esta condición se pasa a anotar los pesos de las muestras, posteriormente se secan en la estufa a 105°C y se vuelve a anotar el peso.

La diferencia de pesos nos indicará el porcentaje de agua capaz de retener una muestra de suelo a una determinada presión aplicada. El “agua útil” se obtendrá por la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitamiento.



Figura 4. 2. Membrana de Richards y preparación de las muestras.

4.3.4. Porosidad total

La porosidad, es la relación entre el volumen de espacios vacíos del suelo y el volumen total de la propia muestra. Ésta es consecuencia de la propia estructura y textura del suelo, así como de la actividad biológica del mismo. El espacio poroso se puede clasificar en macroporos y microporos. El tamaño de éstos condicionaran la circulación del agua y nutrientes por el perfil del suelo y, como consecuencia, la mayor o menor permeabilidad del mismo.

Generalmente, los suelos arenosos suelen tener un tamaño de poro elevado, que facilitan la circulación de aire y la infiltración, mientras que los suelos arcillosos, más compactos, contienen un tamaño de poros más pequeño, que son los encargados del almacenamiento hídrico. Los procesos de humectación/desecación, asociados generalmente a las arcillas pueden hacer variar la porosidad considerablemente. El efecto de la materia orgánica sobre la porosidad de un suelo es evidente, ya que cualquier cambio de la estructura del suelo modificará el espacio poroso del mismo.

Para el cálculo de la porosidad hemos utilizado las muestras inalteradas que se usaron para la determinación de la densidad aparente. La porosidad la obtendremos mediante la diferencia de pesos entre la muestra seca y húmeda una vez la muestra se ha saturado (lo que correspondería con un $pF=0$). Para ello se introducen los anillos en una bandeja con agua a dos centímetros de la altura de los anillos. Con este proceso se pretende que el suelo se sature lentamente y sustituya todo el aire de los poros por agua. Para determinar cuando sucede esto se harán pesadas continuas, cada dos días, del peso total de la muestra humedecida (Figura 4.3). Una vez el peso de la muestra se estabiliza supondremos que todos los poros están llenos de agua y procederemos al secado de las

muestras durante 24h a 105°C. El cálculo final de la porosidad en porcentaje se obtendrá de la siguiente manera:

$$\text{Porosidad}_{total} = \frac{\text{Peso Humedo} - \text{Peso Seco}}{\text{Peso Seco}}$$



Figura 4. 3. Detalles de la metodología utilizada para obtener la porosidad total.

4.3.5. Distribución del tamaño efectivo de partícula

La determinación del tamaño efectivo de partícula (partículas sin dispersar) se ha basado en el concepto de macroagregación y microagregación descrito por Edwards y Bremner (1967); y que ha sido utilizado por otros autores como: Tisdall y Oades, (1982); Elliot, (1986); Millar y Jastrow, (1990). El límite entre macro y microagregados se ha establecido en 250 micras.

La metodología utilizada para la determinación de la distribución del tamaño de los agregados fue el fraccionamiento del suelo en seco, mediante una tamizadora mecánica modelo FTL-0200. En este modelo de tamizador mecánico se pueden regular tres parámetros: la frecuencia de tamizado, la fuerza del “golpe de tamizado” y el tiempo. La combinación de estas variables utilizada fue 3/3/2, donde, el primer dígito corresponde a la fuerza o potencia del tamizado (“*power*”), el segundo a la frecuencia del tamizado (“*cycle*”); Es decir, si se quiere un tamizado continuo o con ciertos intervalos regulares de reposo y el tercero corresponde al tiempo de tamizado en minutos. El rango en el que oscilan las dos primeras variables (dígitos) es de 0-9. La cantidad de muestra utilizada fue de 1 kg. de suelo (dos tandas de 500 g cada vez) para cada uno de los puntos de muestreo. Para el tamizado se utilizó una batería de cuatro tamices (5, 2, 0.25, y 0.05 mm) de los que se obtuvieron las siguientes clases de agregados: macroagregados (5-2 mm), mesoagregados (2- 0.25 mm), microagregados (0.25 -0.05 mm) y partículas tamaño limo y arcilla (<0.05 mm).

4.3.6. Estabilidad de agregados

El suelo, como bien es sabido está formado por partículas elementales de arena, limos, arcillas, materia orgánica etc. Generalmente

estas partículas no se encuentran de forma aislada en la naturaleza, si no que unen mediante diferentes tipos de enlaces para formar agregados con diferentes grados de cohesión y estabilidad. La estabilidad de los agregados es el resultado de complejas interacciones biológicas, químicas y de procesos físicos que se dan en el suelo. La estabilidad estructural es una característica de la estructura, y se define como la resistencia de los agregados a disgregarse por fuerzas externas. Los agregados estables suelen tener cementos orgánicos como la materia orgánica, e inorgánicos como el hierro y el aluminio (Fe, Al) que mantienen su estabilidad. La estabilidad de los agregados está considerada como uno de los mayores factores representativos de calidad de un suelo.

Existen numerosas aproximaciones para determinar la estabilidad de los agregados de un suelo. En este trabajo se han utilizado diferentes índices de estabilidad: i) Diámetro medio de partícula en seco (“Mean Weight Diameter”, (MWD, De Boodt et al., 1961) ii) Índice de Agregación Mecánica (IMA, Chisci, 1989) y iii) Test de la gota (“Ten Drops Impact”, TDI, Imeson y Vis, 1984). El método i y ii están basados en la ruptura de los agregados al ser expuestos a una fuerza mecánica, mientras que el TDI está basado en la ruptura de los agregados por el impacto directo de las gotas de agua sobre el suelo. A continuación se describen cómo se han determinado cada uno de los índices mencionados:

i) Diámetro medio de partícula (“Mean Weight Diameter” MWD)

El MWD determina el diámetro medio de partículas de una muestra en función del peso de cada fracción obtenida sobre el total del suelo fraccionado y de la “luz media” de los dos tamices utilizados en la obtención de cada fracción. Este diámetro medio de partícula ha sido utilizado por numerosos autores como un índice de estabilidad. En nuestro caso, el cálculo del MWD se ha determinado a partir de las clases de agregados obtenidas en el fraccionamiento en seco explicado anteriormente. Los valores finales del MWD están expresados en milímetros. La determinación del MWD se realiza con la siguiente ecuación:

$$\text{MWD (mm)} = ((B/100) * 3.5 + (C/100) * 1.12 + (D/100) * 0.15 + (E/100) * 0.025)$$

Donde B, C, D y E representan el peso (g) de cada una de las fracciones. Clase B (5-2 mm), Clase C (2- 0.25 mm), Clase D (0.25 – 0.05 mm), clase E (<0.05 mm).

ii) Índice de Agregación Mecánica (IMA)

El índice de agregación mecánica es un índice porcentual basado en la relación entre el MWD obtenido tras el fraccionamiento del suelo en seco y el MWD obtenido tras el fraccionamiento en húmedo con el suelo previamente disperso (MWD_w). Su cálculo es el siguiente:

$$IMA(\%) = \frac{MWD - MWD_w}{X - MWD_w} \times 100$$

Donde: X, es el valor máximo de luz media entre los tamices obtenido en el MWD. En nuestro caso X es 3.5 mm.

El tamizado en húmedo se realiza con la misma batería de tamices y mismo tamizador que el tamizado en seco pero sometido a un pretratamiento de eliminación de materia orgánica y dispersión por el mismo procedimiento que la textura.

iii) Test de la gota («Ten Drop Impact», TDI)

El TDI indica el grado de resistencia de los agregados del suelo a ser disgregados por el impacto de las gotas de lluvia. El valor final del test representa el porcentaje de suelo disgregado por el impacto de 10 gotas de lluvia de energía cinética conocida. Se considera material disgregado aquel que después de recibir el impacto de las gotas de agua pasa a través de un tamiz de 2 mm de luz.

Para llevar a cabo este experimento se seleccionaron agregados entre 3-5 mm. Entre estos agregados se tomaron para cada muestra dos tandas de 10 agregados secados al aire. Cada tanda de 10 agregados debe ser pesada en seco. El valor final de cada muestra será el valor medio de disgregación obtenido en las dos tandas de 10 agregados.

Los 10 agregados seleccionados se sitúan en un tamiz de 2 mm de luz donde, desde una altura de 1 m caen sobre cada uno de ellos 10 gotas de agua destilada de energía conocida. El tamiz donde se alojan los agregados irá girando hasta que cada uno de los 10 agregados depositados en el reciban el impacto de 10 gotas de agua (Figura 4.4). El material disgregado por el impacto de las gotas de agua pasa a través del tamiz de 2 mm y se deposita en una bandeja. Este material será secado a 105°C durante 24 h, y por diferencia de pesos entre el material inicial y el final calcularemos el porcentaje de material disgregado por el impacto de 10 gotas de lluvia. El índice de estabilidad final se obtendrá por el valor medio de disgregación de las dos tandas de 10 agregados.

Como se puede ver en la figura 4.4, la estructura diseñada para este análisis consta de un depósito donde se almacena el agua destilada

utilizada. Este depósito debe mantener una presión constante para garantizar el tamaño de gota necesario para este test (0.1 g de gota, que equivale a un diámetro de gota de 5.8 mm (Úbeda et al., 1995). Para ello se calibró la altura máxima y mínima de llenado del depósito que garantizara este tamaño de gota de agua. La boquilla dispensadora de la gota de agua fue testada en el laboratorio hasta obtener el tamaño de gota deseado.



Figura 4. 4 . Detalle del análisis TDI en laboratorio.

		Tipo de muestreo		Metodología empleada
		Suelo alterado	Suelo inalterado	
Distribución del tamaño último de partícula (textura)		©		Analizador de partículas láser (coulter LS 200) previa dispersión química y mecánica
Densidad aparente			©	Cilindros metálicos de 100 cm ⁻³ (Bruke et al 1986)
Capacidad de retención		©		Membrana de Richard
Porosidad total			©	Saturación
Distribución del tamaño efectivo de partícula		©		Tamizado en seco. Separación en 4 clases: i. Macroagregados (2-5 mm); ii. Mesoagregados (2-0.25mm); iii. Microagregados (0.25-0.05 mm) iv. limos+arcillas (< 0.05 mm)
Estabilidad de agregados	MWD	©		Van Bavel, 1953; De Leehneer et al., 1959; De Boodt et a.,l 1961; Chisci 1989; Haynes 1993.
	IMA	©		Chisci 1989
	TDI	©		Low 1954

Tabla 4. 1. Resumen de las diferentes metodologías utilizadas para el análisis superficial de las propiedades físicas del suelo.

4.4. Resultados y Discusión

4.4.1. Distribución del tamaño último de partícula (textura)

Los tres usos seleccionados presentan en superficie textura franco-limosa según la clasificación textural USDA (SSS, 1998). De esta forma, más del 50% de las partículas elementales para los tres usos de suelo analizados pertenece a la fracción tamaño limo (57% uso forestal, 51% abandonado y 59 % agrícola), mientras que las arcillas representan menos de un 20% (17% para el uso forestal y agrícola y 20% en el abandonado). Se han encontrado diferencias significativas en el contenido de limos entre usos, con valores mayores en los usos forestal y agrícola comparados con el uso abandonado (*Figura 4.5*). En éste último uso encontramos contenidos ligeramente más altos en la fracción arena y arcillas que en los usos agrícola y forestal, aunque sin detectar diferencias significativas entre ellos.

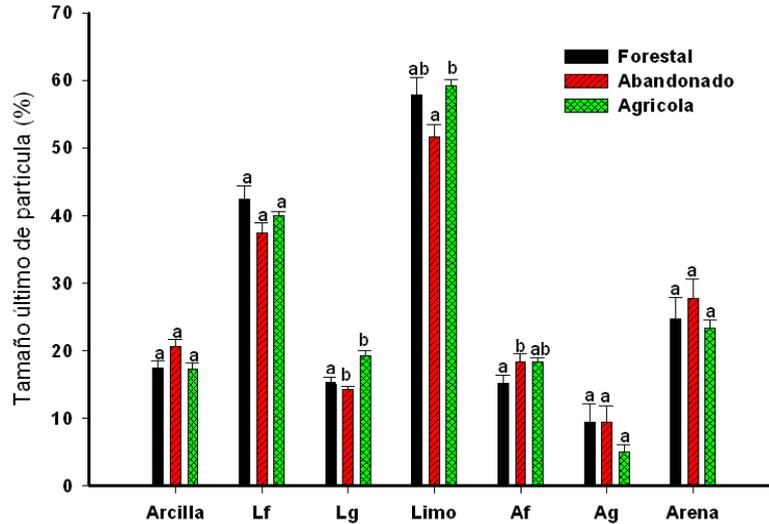


Figura 4. 5. Distribución del tamaño último de partícula. Letras diferentes (en un mismo tamaño de partículas) denotan diferencias significativas entre usos de suelo de acuerdo con el test Tukey ($p < 0.05$). Lf: Limos finos; Lg: Limos gruesos; Af: Arcillas finas; Ag: Arcillas gruesas.

En el análisis de los valores texturales en profundidad, obtenidos de los perfiles del suelo que se presentan en la *tabla 3.1* del capítulo 3 de esta tesis; se ha observado un descenso en el contenido de arenas y arcillas, así como un incremento en el contenido de limos para los usos abandonado y agrícola. La textura es uno de los parámetros edáficos que mejor se relaciona con la materia orgánica del suelo (Mutus et al., 2000).

4.4.2 Densidad aparente.

Los valores de densidad aparente (BD) presentan diferencias estadísticamente significativas entre los tres usos analizados. La zona agrícola es la que presenta el valor medio de densidad más elevado de los

tres usos (1.43 g cm^{-3}), seguida de la zona abandonada (1.28 g cm^{-3}) y la forestal (1.08 g cm^{-3}) poniendo claramente de relieve el efecto que tiene la puesta en cultivo sobre esta propiedad física (figura 4.6). En los tres usos se ha encontrado una correlación negativa entre la BD y el contenido total de carbono orgánico del suelo tal y como han encontrado en sus estudios otros autores (Evrendlike. et al., 2004). Celik (2005), señala un incremento de la densidad de 1.19 a 1.33 Mg m^{-3} quince años después de la conversión de pastos en tierras arables. Hajabbasi et al., (1977), Arvidsson (1998), también comprobaron que pastos naturales puestos en cultivo mostraban un incremento considerable en los valores de densidad del suelo. Templer et al., (2005) encontraron que la densidad del suelo era significativamente mayor en las zonas agrícolas en comparación con los sistemas forestales con alto contenido en materia orgánica.

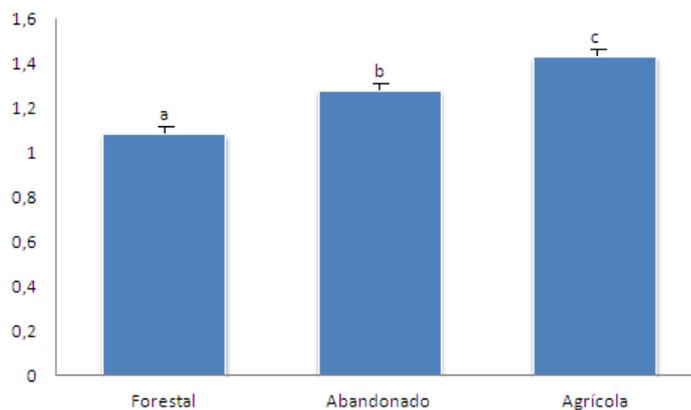


Figura 4. 6. Densidad aparente (g cm^{-3}) en los diferentes usos del suelo. Letras diferentes denotan diferencias significativas entre usos de suelo de acuerdo con el test Tukey ($p < 0.05$).

4.4.3. Capacidad de retención

La transformación del uso forestal a agrícola redujo la capacidad de retención hídrica del suelo a capacidad de campo de manera significativa, tanto en superficie como en profundidad. A 15 atmósferas (punto de marchitez) se han observado también estas diferencias entre usos, pero solo han sido estadísticamente significativas en los valores de profundidad (tabla 4.2).

Generalmente, en los suelos minerales el agua disponible para las plantas (agua útil) incrementa a medida que lo hace el contenido en limos (Heinonen 1954, Salter et al. 1966, Petersen et al. 1968, Shaykewich y Zwarich 1968). En nuestro caso se encontraron diferencias significativas en el agua disponible entre el uso forestal y el uso agrícola, aunque no en la proporción de limos entre estos mismos usos. Quizás pueda ser debido a que en nuestro caso el contenido de agua disponible para las plantas este más condicionado por la materia orgánica que por la propia textura del suelo, tal y como ha sido comentado por otros autores en trabajos similares (Hollis et al., 1977; Hudson 1994).

En los datos de capacidad de retención obtenidos en los perfiles del suelo (capítulo 3) se observa para los tres usos una disminución del agua en el suelo disponible para las plantas a medida que aumenta la profundidad.

USO	c. campo		p. marchitez.		Agua útil	
	c. campo (%)		p. marchitez. (%)		Agua útil (%)	
	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad
Forestal	27.62 ^b ±1.81	26.87 ^b ±0.95	15.24 ^a ±1.77	16.74 ^b ±0.60	12.37 ^b ±1.07	10.12 ^a ±0.50
Abandonado	20.25 ^{ab} ±0.62	21.57 ^a ±0.44	11.83 ^a ±0.02	12.09 ^a ±0.48	8.42 ^{ab} ±0.65	9.47 ^a ±0.21
Agrícola	19.26 ^a ±0.86	21.51 ^a ±0.67	12.52 ^a ±0.62	11.75 ^a ±0.48	6.73 ^a ±0.27	9.75 ^a ±0.52

Tabla 4.2. Capacidad de retención hídrica. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias significativas entre usos a una misma profundidad (P<0.05) con el test de Tukey. Superficie (0-5cm), profundidad (5-15 cm).

4.4.4. Porosidad total

Los valores de porosidad total del suelo siguen el orden decreciente: uso forestal > abandonado > agrícola, mostrando diferencias significativas entre los usos forestal y el agrícola (*Figura 4.7*). Estas diferencias son consistentes con las diferencias comentadas anteriormente en los valores de capacidad de retención hídrica entre el uso forestal y agrícola (*Tabla 4.2*) y con las diferencias encontradas entre dichos usos en la densidad aparente.

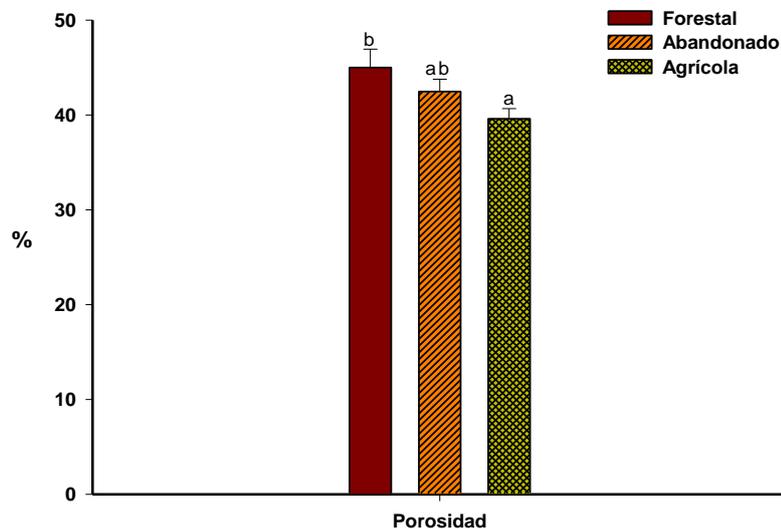


Figura 4. 7. Porosidad total (porcentaje) en los distintos usos de suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre usos ($P < 0.05$) con el test de Tukey.

4.4.5. Distribución del tamaño efectivo de partícula

La distribución del tamaño efectivo de partículas es una de las propiedades físicas que han sido analizadas tanto en superficie como en profundidad en todos los usos.

En general, la distribución efectiva del tamaño de agregados a diferentes profundidades se comporta de manera muy similar en los tres usos, siendo los mesoagregados (2–0.25 mm) los que representan un mayor porcentaje de todos los tamaños considerados (entre un 57 y un 67% en superficie y entre un 51 y 68 % en profundidad para todos los usos) seguidos de los macroagregados (>2 mm) cuyo porcentaje oscila entre 19 y 28% en superficie y entre 17% y 31% en profundidad en los distintos usos. El tamaño de agregados menos representativo en todos los usos y profundidades fue el tamaño < 0.05 mm (tamaño limo más arcilla), cuyo porcentaje no supera en ningún caso el 2% del total de los agregados (Figura 4.8).

Independientemente del material litológico donde se asienta el propio suelo, el uso de éste y la vegetación condiciona notoriamente la distribución de los agregados del suelo. Diferentes sistemas radiculares afectan de forma diferente a la estabilidad del suelo, en relación a las diferentes propiedades de las raíces, los exudados y funciones (Chan y Heena, 1999b).

La formación de macro-agregados está estrechamente relacionada con las condiciones favorables de temperatura y humedad que se dan debajo de las plantas (Blackburn y Pierson, 1994; Imeson et al., 1996; Fair, 1995). En nuestro caso, los suelos alterados (abandonado y agrícola) presentan menor porcentaje de macro-agregados y mayor de los

mesoagregados en superficie comparado con el suelo forestal. Así, el cambio de uso forestal a agrícola se ha traducido en una reducción próxima al 30% de los macroagregados en superficie (Figura 4.8). Bongiovanni y Lobartini, (2006), encontraron que los macroagregados de un uso agrícola eran 1.7 veces menor que los de un uso no alterado y que los macroagregados largos son los más afectados por el cambio de uso, reduciéndose éstos en un 92% debido a la puesta en cultivo. Otros autores (De gryze et al., 2004; Shrestha et al, 2007) han encontrado también un descenso en los macroagregados y aumento de los microagregados debidos a la puesta en cultivo.

Estas diferencias podrían venir explicadas por los diferentes tipos de enlaces entre agregados que se dan en cada uso. En el uso forestal, donde los aportes de hojarasca y materia orgánica son mayores (Almagro et al., 2010), los agregados están formados por enlaces orgánicos, mientras que en los usos alterados la presencia de este tipo de enlaces sería menor. La presencia de enlaces de tipo orgánicos entre los agregados otorga al suelo mayor estabilidad frente a los procesos erosivos. Esto se ve en los valores del TDI, donde en la zona forestal se han obtenido valores mayores de estabilidad. Según (Oades y Waters, 1991), la ruptura de los macroagregados (>2 mm) da lugar a agregados de tamaño menor (2- 0.25 mm) que tienen un comportamiento más estable que los primeros. Dado que la macroagregación está controlada por el manejo del suelo (Oades 1984), podemos pensar que los agregados largos de los usos alterados han sufrido una ruptura debida a la cantidad, frecuencia e intensidad del laboreo, ya que estas labores favorecen la descomposición de la materia orgánica más lábil. Esta ruptura supone una transformación de los macroagregados en agregados de menor tamaño. Así, encontramos porcentajes significativamente mayores en el uso agrícola que en el uso forestal en la

fracción de los mesoagregados (2 -0.20 mm) y partículas de tamaño limo más arcilla (<0.05 mm) en superficie.

En la fracción de los microagregados (0.25 -0.05 mm) no se observaron diferencias significativas entre el uso forestal (14.85 ± 0.81 %) y el uso agrícola pero sí entre los usos abandonado y agrícola.

La distribución del tamaño de los agregados en profundidad es similar en el uso forestal y abandonado para todos los tamaños de agregados analizados. Los macroagregados constituyen un 30% aproximadamente en todos los usos. El porcentaje de los mesoagregados es significativamente mayor en los usos forestal y abandonado (próximo al 60%) que en el agrícola (51%). Contrariamente ocurre para las clases de agregados menores de 0.25 mm donde el uso agrícola presenta valores mayores y estadísticamente significativos comparado con los usos forestal y abandonado (Figura 4.8).

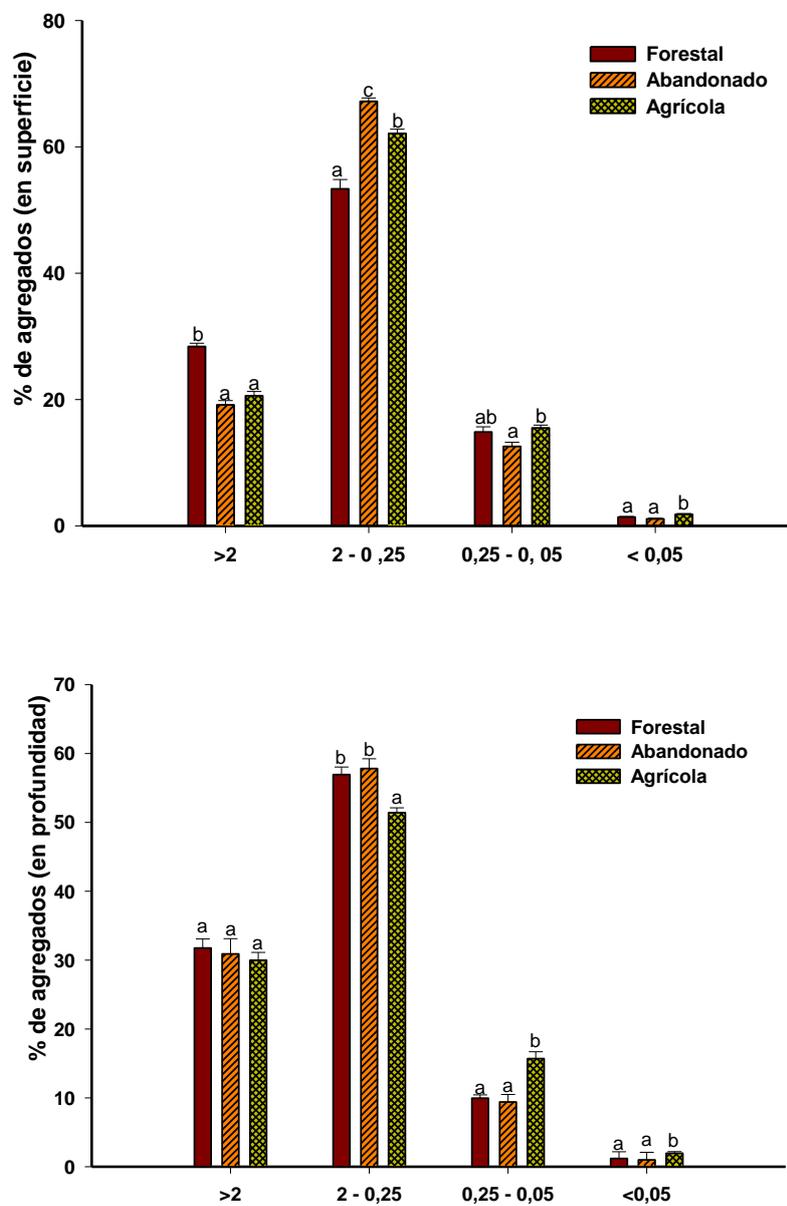


Figura 4. 8. Porcentaje de agregados en las distintas clases y en los diferentes usos de suelo. Letras diferentes implican diferencias significativas entre usos para una misma profundidad y tamaño de agregados. A. Superficie; B. Profundidad.

Mientras que en el uso forestal no se han encontrado diferencias significativas entre superficie y profundidad para ninguno de los tamaños de los agregados analizados, en el uso agrícola y abandonado se observa un aumento significativo de los macroagregados (30% aproximadamente) y una disminución de los mesoagregados en profundidad (Tabla 4.3). Este hecho puede ser claramente explicado por el efecto del arado en el caso del uso agrícola. De esta forma el paso del arado rompe los agregados más grandes en superficie (0-10 cm) (son los menos estables, por otro lado) mientras que no existe este efecto por debajo de la profundidad del arado. En el caso del campo abandonado es posible que todavía permanezca el efecto de los laboreos realizados en el tiempo que estuvo cultivado. De hecho, el efecto de la historia de este uso sobre determinadas propiedades ha sido demostrado en otros trabajos (Martínez Mena, et al., 2008). El comportamiento de los microagregados difiere entre ambos usos (agrícola y abandonado), con una disminución significativa de los mismos en profundidad en el caso del uso abandonado, y sin cambio con la profundidad en el caso del uso agrícola. El hecho opuesto se observa en los tamaños de partícula más pequeños (tamaño limo más arcilla) con un incremento significativo en profundidad en el uso agrícola (1.82 % en superficie y 1.96% en profundidad) pero sin cambios en el uso abandonado (Tabla 4.3).

Tabla 4. 3. Porcentaje de agregados por uso en superficie y profundidad (valores medios \pm desviación estándar). Letras diferentes implican diferencias significativas entre profundidades para un mismo uso y tamaño de agregados ($P < 0.05$) con el test de Tukey.

%	Forestal n= 42			Abandonado n= 20			Agricola n=73		
	Media	Min.	Max.	Media	Min.	Max.	Media	Min.	Max.
Superficie									
>2	28.37 \pm 0.54 ^a	21.94	40.41	19.14 \pm 0.68 ^a	13.075	25.9	20.58 \pm 0.70 ^a	12.38	39.23
2 - 0.25	53.34 \pm 1.48 ^a	24.25	63.69	67.18 \pm 0.56 ^a	62.28	71.01	62.12 \pm 0.69 ^a	51.12	82.99
0.25 - 0.05	14.85 \pm 0.81 ^a	7.93	31.5	12.57 \pm 0.66 ^a	5.85	17.29	15.48 \pm 0.47 ^a	0.03	24.89
<0.05	1.38 \pm 0.10 ^a	0.26	3.18	1.09 \pm 0.13 ^a	0.33	2.53	1.82 \pm 0.12 ^a	0.18	5.47
Profundidad									
	n= 11			n= 10			n=11		
>2	31.75 \pm 1.32 ^a	25.76	37.81	30.90 \pm 2.21 ^b	19.57	46.21	29.97 \pm 1.14 ^b	24.60	36.14
2 - 0.25	56.94 \pm 1.10 ^a	52.19	63.55	57.82 \pm 1.41 ^b	50.39	65.19	51.39 \pm 0.73 ^b	47.83	55.11
0.25 - 0.05	9.95 \pm 0.48 ^a	6.84	12.05	9.40 \pm 1.10 ^b	3.00	14.96	15.69 \pm 1.01 ^a	10.04	22.43
<0.05	1.19 \pm 0.98 ^a	0.79	1.76	0.99 \pm 0.15 ^a	0.34	1.96	1.96 \pm 0.23 ^b	0.59	3.32

4.4.6. Estabilidad de agregados

i) Diámetro medio de partícula (“Mean Weight Diameter” MWD)

En superficie se observan valores de estabilidad significativamente mayores con este índice en el uso abandonado y forestal que en el agrícola (Figura 4.9). Los valores mayores del MWD en el uso forestal son consistentes con los mayores porcentajes de macroagregados que presenta este uso respecto al agrícola tal y como se ha comentado en el apartado anterior (Tabla 4.3). Entre los usos forestal y abandonado no encontramos diferencias significativas para el diámetro medio de partícula (figura 4.9).

Está constatado por muchos autores que la estabilidad de los agregados se ve reducida en cuanto son sometidos al paso del arado o cualquier otra alteración. Por ejemplo, Wander y Bollero, (1999) encontraron valores significativamente mayores de MWD en suelos no alterados que en suelos alterados (alteración por paso de arado). Este índice parece ser pues un buen indicador del efecto del arado en la ruptura de agregados. En nuestro caso, dado que los suelos no alterados (forestal) o con un lapso de tiempo desde la alteración (abandonado) son los que alcanzan valores significativamente mayores y por tanto mayor estabilidad.

Tabla 4. 2. Estadísticos del MWD en los distintos usos y profundidades (valores medios \pm error estándar). Letras diferentes implican diferencias significativas entre profundidades para un mismo uso ($P \leq 0.05$) con el test de Tukey.

Uso	Estadísticos	MWD(mm) Superficie	MWD (mm) Profundidad
	N	28	11
Forestal	Media	1.57a \pm 0.02	1.76a \pm 0.03
	Min.	1.31	1.60
	Max.	1.99	1.93
	N	20	10
Abandonado	Media	1.62a \pm 0.07	1.76a \pm 0.06
	Min.	1.12	1.25
	Max.	2.60	1.56
	N	72	11
Agrícola	Media	1.43b \pm 0.01	1.64a \pm 0.03
	Min.	1.14	1.46
	Max.	1.95	1.86

En profundidad, y debido principalmente al paso de arado (como hemos comentado anteriormente), encontramos diferencias significativas entre los tres usos siguiendo el siguiente orden: forestal > abandonado > agrícola (figura 4.9).

Las diferencias que encontramos entre superficie y profundidad en el MWD son similares a las encontradas por Xiao-Gang Li et al., (2007) con una reducción de los valores del MWD en los diferentes usos de suelo con el aumento de la profundidad. Otros autores (John, et al, 2005) encontraron una reducción del 64 al 71% años después de la puesta en cultivo del suelo. A mayores profundidades de la capa del arado (20 cm) autores como (Koutika et al., 1997; Castro Filho et al, 2002; ó Xiao-Gang Li et al 2007) no encontraron diferencias significativas en el MWD, ya que según éstos la agregación decrece con la profundidad. Alteraciones como el arado y el pastoreo afectan principalmente a la capa superficial del suelo. Es por esto que en esta capa se produzca una mayor descenso en la agregación del suelo que en capas más profundas (Bronick y Lal, 2005). En zonas próximas a la

zona de estudio, Martínez-Mena et al, (2012) y Almagro et al., (2013) también obtuvieron una reducción en el MWD con el aumento en la intensidad del laboreo y una reducción de las diferencias entre manejos con la profundidad.

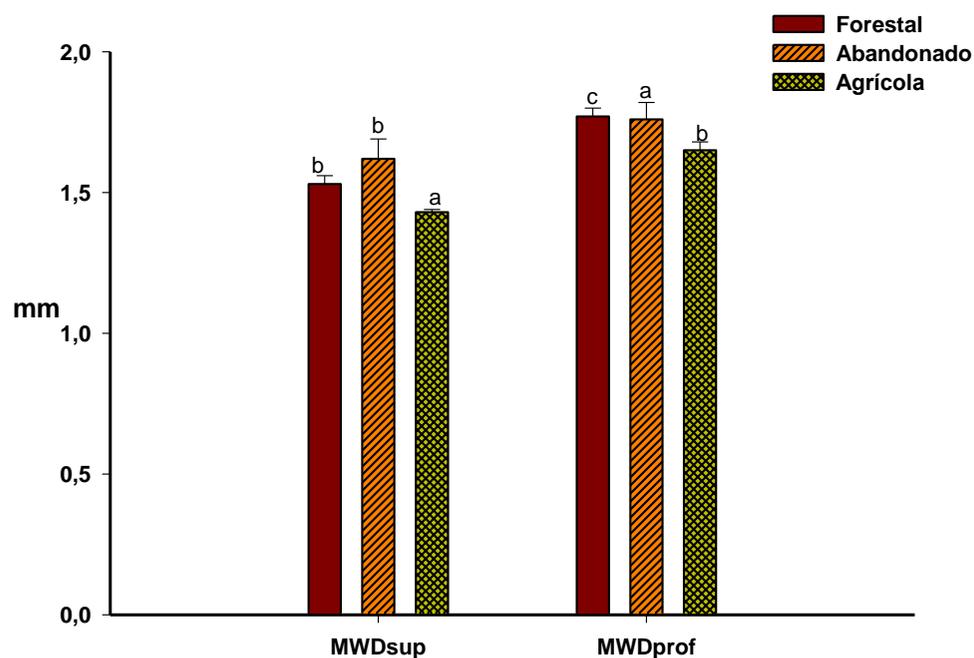


Figura 4. 9. MWD en superficie y profundidad para cada uso. Letras diferentes implican diferencias significativas entre usos para una misma profundidad ($P \leq 0.05$) con el test de Tukey.

ii) Índice de Agregación Mecánica (IMA)

El IMA representa el porcentaje de agregación de un suelo respecto a la agregación máxima posible. Se observan valores significativamente mayores en el uso forestal que abandonado con una reducción en éste último respecto al forestal del 11%. El uso agrícola presenta un valor intermedio entre los usos mencionados

(Tabla 4.4). De esta forma este índice no establece, como el anterior, diferencias tan claras entre los usos “alterados” y el referente forestal no alterado.

iii) Test de la gota (“Ten Drop Impact” ; TDI).

Con el TDI se observa una reducción significativa de la estabilidad de los usos alterados respecto al forestal. Dicha reducción es de un 31% en el caso del uso abandonado y de un 45% en el uso agrícola (tabla 4.4). Es por tanto este índice, de los tres utilizados, el que denota más claramente el efecto de la alteración del suelo sobre la estabilidad de los agregados.

Tabla 4. 3. Valores de los tres índices de estabilidad en superficie (valores medios ± error estándar). Letras diferentes en columnas implican diferencias significativas entre usos para un mismo índice (P<0.05) con el test de Tukey.

Uso	Estadísticos	MWD (mm)	IMA (%)	TDI (%)
	N	28	18	9
Forestal	Media	1.57b ± 0.02	41.23b ± 1.29	73.89b ± 3.66
	Min.	1.31	30.54	57.34
	Max.	1.99	50.43	91.04
	N	20	20	10
Abandonado	Media	1.62b ± 0.07	36.74 a ± 0.90	50.82a ± 4.69
	Min.	1.12	30.76	20.55
	Max.	2.60	44.06	70.93
	N	72	18	9
Agrícola	Media	1.43a ± 0.01	39.20ab ± 1.05	41.01a ± 7.73
	Min.	1.14	31.07	15.51
	Max.	1.95	47.12	75.37

4.5 Conclusiones

- ❖ La transformación de uso forestal a uso agrícola implica una modificación de las propiedades físicas del suelo. La ausencia de una cubierta vegetal y las labores agrícolas son los principales factores que intervienen en la modificación de dichas propiedades. El efecto del cambio de uso de suelo sobre las propiedades físicas de los suelos en estas zonas se produce básicamente en superficie, afectando en menor medida a las capas de suelo más profundo.
- ❖ Las propiedades físicas del suelo que se vieron más afectadas por el cambio de uso forestal a agrícola fueron las relacionadas con la capacidad de retención de agua en el suelo (reducción de un 45% en la disponibilidad de agua para las plantas) y la agregación (reducción en un 44% del porcentaje de agregados estables y de un 27% de agregados >2 mm).
- ❖ Los agregados de tamaño > 2 mm (macroagregados) fueron los más sensibles al cambio de uso indicando la menor estabilidad y fragilidad de los mismos, mientras que tamaños de agregados más pequeños se mostraron más resistentes a la ruptura producida tanto por el laboreo como por otras fuerzas externas (lluvia etc....). De los índices de estabilidad aplicados, el TDI fue el índice que mejor mostró las diferencias de estabilidad de los agregados entre usos alterados y no alterados.

- ❖ El uso abandonado presentó valores intermedios entre el uso forestal y agrícola en todas las propiedades estudiadas mostrando un comportamiento similar al uso forestal en características hídricas (capacidad de retención de agua en el suelo), y acercándose más al uso agrícola en propiedades relacionadas con la agregación (estabilidad de agregados (TDI) y porcentaje de macroagregados en superficie). Este resultado es un indicador de la fragilidad de los ecosistemas áridos y la dificultad en la recuperación de los mismos tras sufrir alteraciones antrópicas.

Capítulo 5

POOLS DE CARBONO
ORGÁNICO DEL
SUELO EN LOS
DISTINTOS USOS

5.1 Introducción

La materia orgánica del suelo es una mezcla compleja de residuos orgánicos de origen vegetal y animal en diferentes etapas de descomposición que se acumulan en la superficie y profundidad del perfil del suelo (Galantini et al., 2004). Es un componente fundamental del que dependen muchas de las propiedades químicas, físicas y biológicas; así como el ciclo de nutrientes (Bellamy et al., 2005). Es una fuente importante de nutrientes, al tiempo que absorbe y retiene otros nutrientes disponibles, los fija y los pone a disposición de las plantas. Fija especialmente el nitrógeno (NO_3 , NH_4), fósforo (PO_4), calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na). La materia orgánica del suelo incluye una fracción viva (biota) que participa en la descomposición y transformación de los residuos orgánicos (Martínez et al., 2008).

La materia orgánica puede mejorar las propiedades básicas de los suelos, y así lo han puesto de manifiesto numerosos autores en sus trabajos (Carter, 2002). La adición de materia orgánica en el suelo está relacionada con un aumento de la estabilidad de los agregados, reducción de la densidad, aumento de la distribución y tamaño de poros (mejorando la capacidad de retención hídrica) y reducción considerable de la erosión (Carter y Stewart, 1996).

Los agregados del suelo se desarrollan en un ciclo que está principalmente controlado por la formación y destrucción de asociaciones organo-minerales. Estas asociaciones son las responsables de los mecanismos de enlace que otorgan estabilidad a los agregados (Christensen, 1996), y pueden hallarse tanto en los microagregados como en los macroagregados. En suelos donde existe una jerarquía en el tamaño

de los agregados, la unión entre partículas se realiza principalmente a través de compuestos orgánicos. Las partículas primarias de arcillas están confinadas dentro de microagregados, los cuales están asociados entre sí y forman macroagregados de distintos tamaños (Oades y Waters, 1991; Tisdall et al., 1982; Tisdall y Oades, 1980). La mayor parte de los materiales que unen microagregados para formar macroagregados pertenecen a una fracción lábil de materia orgánica, constituida por materia orgánica particulada, de baja densidad, junto con materiales orgánicos asociados a minerales que provienen de la actividad microbiana (Cambardella y Elliott, 1992; Feller y Beare, 1997). Elliott y Coleman, (1988) observaron que la ruptura de los macroagregados incrementa la mineralización del material orgánico ubicado entre los microagregados.

El carbono orgánico del suelo (COS) es el elemento principal de la materia orgánica del suelo (MOS). En esta memoria se hace referencia a los distintos pools que conforman el carbono orgánico total del suelo (COT): carbono orgánico particulado (POC), carbono mineral asociado (MAC) y carbono orgánico soluble en agua (CSA).

El carbono orgánico del suelo tiene un efecto importante en la agregación de partículas del mismo (Lal et al., 1999), existiendo una relación entre porcentaje de agregados estables y carbono orgánico. Generalmente, a mayor contenido de carbono orgánico lábil, mayor es el porcentaje de los agregados estables. A su vez, los agregados de menor tamaño están asociados a la fracción “altamente humificada” con período de residencia en el suelo mayor a siete años (Buyanovsky et al., 1994). Rhoton, (2000) encontró una correlación positiva entre el contenido de materia orgánica y el índice de estabilidad de los agregados de un suelo. Similares resultados fueron obtenidos por Chaney y Swift, (1984) en 26

suelos británicos; y Caravaca et al., (2004) en dos suelos semiáridos de España.

En condiciones naturales, el carbono orgánico del suelo resulta del balance entre la incorporación al suelo de material orgánico fresco, procedente principalmente de la vegetación aérea y subterránea y aportes de restos orgánicos de la micro, meso y macro fauna, y la salida de carbono del suelo en forma de CO₂ a la atmósfera. El rápido cambio de los paisajes rurales en las últimas décadas, con la clara influencia antrópica presente, ha modificado estas condiciones naturales, por lo que se hace indispensable un estudio detallado de las nuevas dinámicas del carbono en el suelo teniendo en cuenta la propia historia de manejo de los suelos (Swift, 2001; Aguilera, 2000).

Reicosky, (2002) afirmó que desde que se incorporan nuevos suelos a la agricultura hasta establecer sistemas intensivos de cultivo se producen pérdidas de carbono orgánico en el suelo que fluctúan entre el 30 y 50% del nivel inicial. La pérdida de material húmico de los suelos cultivados es superior a la tasa de formación de humus, por lo que el suelo bajo condiciones de cultivo convencionales es una fuente de CO₂ a la atmósfera (Gifford, 1994; Kern y Johnson, 1993)

Existen prácticas de manejo que alteran el rendimiento de los cultivos y la productividad de los suelos, estas pueden afectar la superficie del suelo con los consiguientes efectos en el secuestro del carbono y las emisiones de gases de efecto invernadero (West y Marland, 2002) . La perturbación del suelo por labranza es una de las mayores causas de la disminución de la materia orgánica del suelo (Olson et al., 2005; Six et al., 2004) y del tamaño y estabilidad de los agregados en el momento que los ecosistemas naturales son convertidos en tierras agrícolas (Six et al., 2000). El paso del arado, debido a la labranza, expone parte del suelo,

previamente enterrado, a los principales agentes erosivos y favorece la mineralización de la materia orgánica de las capas expuestas debido a la ruptura de los agregados (Six et al., 1999; Tisdall et al., 1982).

Los cambios en el carbono orgánico del suelo debidos a su uso y manejo ocurren muy despacio, son difíciles de cuantificar, varían temporal y espacialmente y son relativamente pequeños comparados con el tamaño de los pools de carbono (Paustian et al., 1997; Russell et al., 2004). El estudio de los diferentes pools de carbono del suelo (POC, MAC, CSA) y en distintas clases de agregados puede detectar los efectos producidos por las prácticas de manejo y cambios de uso a más corto plazo que el estudio del carbono total en el suelo.

El carbono orgánico particulado (POC) es una fracción lábil, de fácil descomposición y se puede ver altamente modificada por el manejo y los cambios de usos del suelo. El POC constituye el carbono orgánico asociado al tamaño de partícula entre 0.053 – 2 μm , y constituye una importante reserva transitoria de carbono (Cambardella y Elliott, 1992; Gregorich, 1993; Golchin et al., 1994) y con un tiempo de permanencia en el suelo relativamente corto (de horas a meses). Esta fracción presenta una relación C/N relativamente alta y un rápido reciclaje de la misma (Cambardella y Elliott, 1992). El POC es un pool de carbono activo y de rápida descomposición (Franzluebbbers y Arshad, 1997a), sujeto a cambios debidos al manejo del suelo (Feller y Beare, 1997) y la primera fracción en desaparecer debido a la intensificación continua de los cultivos (Mwaura y Woome, 1999). Además es una fuente de carbono y energía para los microorganismos del suelo (Gregorich E. a., 1996). Por todo esto, el POC es más sensible a los cambios de uso de suelo que el carbono orgánico total del suelo (Bowman et al., 1999; Cambardella y Elliot, 1994; Chan, 1997; Franzluebbbers y Arshad, 1997a; Lützow et al., 2006; Wilson et al., 2001) y un buen indicador de la calidad del mismo.

El carbono mineral asociado (MAC) es una fracción recalcitrante, biológicamente más resistente, más estable y está ligada a las fracciones minerales más finas ($<0.053 \mu\text{m}$; limos y arcillas). es por tanto un carbono con un tiempo de permanencia en el suelo más elevado que el POC. Diferencias en el uso y manejo pueden producir modificaciones en la proporción de los diferentes *pools* en el suelo. En general, las fracciones más lábiles son más sensibles a los cambios producidos por las prácticas de manejo y cultivo que las fracciones recalcitrantes. Cualquier decisión de manejo que tienda a alterar la dinámica de estas fracciones de la materia orgánica tendrá incidencia sobre las características físico-químicas y bioquímicas del suelo (Six et al., 1999; Studdert y Echeverría, 2000). La dificultad para entender la naturaleza de la materia orgánica no está sólo en la complejidad o diversidad de su estructura y composición química, sino también en su dinámica y transformación continua. Para estudiar la contribución específica de los diferentes componentes del carbono orgánico del suelo en los procesos de transformación estos deben ser aislados de otros componentes.

Existen diferentes aproximaciones para separar y aislar los *pools* del carbono orgánico del suelo (métodos físicos, químicos o bioquímicos). Los métodos físicos de fraccionamiento, generalmente basados en la separación de los componentes orgánicos del suelo por su tamaño de partículas o por densidad (Christensen, 1992; Cambardella y Elliott, 1992) pueden agruparse en tres grandes grupos: tamizado, sedimentación y densimetría (Elliott y Cambardella, 1991; Franzluebbers y Arshad, 1997b). En nuestro caso se ha utilizado un fraccionamiento por tamizado tal y como han sugerido otros autores (Andriulo et al., 1990; Casanovas et al. 1995; Loveland y Webb, 2003). El fraccionamiento físico de la materia orgánica enfatiza el rol de los minerales del suelo en sus transformaciones y estabilización. Además, se considera que esta técnica es menos

destruccion, y que los resultados obtenidos están directamente relacionados con la estructura y la función de la materia orgánica “in situ”. En el fraccionamiento por tamizado hemos obtenido las fracciones del carbono orgánico particulado (POC) y del carbono mineral asociado (MAC). A lo largo de toda esta tesis se han adoptado las siglas en inglés POC y MAC para referirnos a estos *pools* de carbono (*particulate organic carbon* y *mineral associate organic carbon*, respectivamente).

A lo largo de este capítulo se estudiarán los diferentes pools de carbono orgánico asociados a las distintas clases de agregados para cada tipo de uso de suelo. Se cuantificarán los pools de carbono más afectados por el cambio de uso en las distintas clases de agregados; y se establecerán relaciones entre los pools de carbono y las propiedades físicas del suelo.

5.2 Diseño experimental

El diseño de muestreo para la determinación de los pools de carbono orgánico en el suelo fue el mismo que el especificado en el capítulo 3. Se utilizaron para estos análisis las muestras de suelo alteradas tomadas en cada uso. En el fraccionamiento por tamizado se han obtenido las fracciones del carbono orgánico particulado (POC) y el carbono mineral asociado (MAC).

El COT y el carbono soluble en agua (CSA) han sido determinados en las cuatro clases de agregados obtenidas por fraccionamiento en seco, tal y como se detalla en el capítulo 4 (2-5 mm, 2- 0.25 mm, 0.25 -0.05 mm y <

0.05 mm) y para el “bulk soil” (< 2mm). Se han estudiado los *pools* de carbono tanto en superficie (0-5 cm para forestal y abandonado, y 0-10cm para agrícola) como en profundidad (5-20 cm para forestal y abandonado y 10-20 cm para agrícola) en todos los usos de suelo, a excepción del carbono orgánico soluble en agua (CSA) que dada la baja concentración que presenta en estos suelos solo ha sido analizado en superficie.

	Usos del suelo					
	Forestal		Abandonado		Agrícola	
	Sup	Prof	Sup	Prof	Sup	Prof
COT	24	10	20	10	72	10
	34		30		82	
POC	20	11	20	11	20	11
	31		31		31	
MAC	20	11	20	11	20	11
	31		31		31	
CSA	18	-	20	-	20	-
	18		20		20	

Tabla 5. 1. Número de muestras analizadas en superficie (Sup) y profundidad (Prof) en cada uno de los usos.

5.3. Métodos analíticos

A continuación se muestran los métodos utilizados para el análisis de los diferentes *pools* de carbono de este capítulo.

5.3.1. Carbono orgánico total

Para el análisis del COT hemos utilizado el método de Walkley-Black adaptado y modificado por (Yeomans y Bremner, 1988).

El método de *Walkley-Black* consiste en la oxidación de la materia orgánica del suelo con dicromato potásico en un medio ácido y la posterior valoración del exceso de dicromato con sal de Mohr. Con esta reacción química se obtendría el carbono orgánico oxidable, que constituiría una parte del COT, ya que la oxidación total alcanzada con este método está en torno al 76 % (Walkley, 1935). La mayoría de los autores aplican un factor de corrección en estos análisis para paliar este déficit de oxidación. Este factor dependerá del tipo de suelo y de la profundidad del mismo (*Rosell et al., 2001; Certini et al., 2002; De Vos et al., 2007; Lal et al 2001*). El factor de corrección utilizado normalmente es de 1.32, basado en la oxidación del 76% de la materia orgánica ($1/0.76=1.32$) (*Rosell et al., 2001*).

Los valores de carbono orgánico total (COT), expresados en porcentaje, se obtienen según la siguiente fórmula:

$$\text{COT} = \left[\frac{A}{N} \right] \times 0.003 \times 100$$

Siendo:

$$A = \left[\frac{(BC-S)(BF-BC)}{BF} \right] + (BC-S)$$

BC= ml de sal de Mohr gastados por el blanco caliente

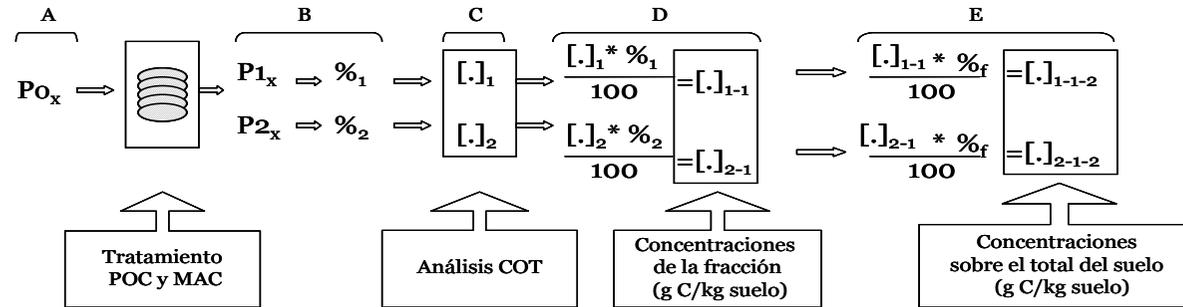
BF= ml de sal de Mohr gastados por el blanco frío

S= ml de sal de Mohr gastados por la muestra

5.3.2. Carbono orgánico particulado (POC) y carbono mineral asociado (MAC)

Para la separación de estos dos *pools* de carbono se ha seguido el método propuesto por (Garten y Ashwood, 2002). Este método consiste en la dispersión del suelo con hexametáfosfato sódico, separación por tamizado en húmedo de las dos fracciones (>0.053 mm (POC) y <0.053 (MAC)) y filtrado de la fracción mayor de 0.053 . Ambas fracciones se secan a 60°C , se pesan y se muelen para el análisis de carbono orgánico según el método anteriormente mencionado (Yeomans y Bremner 1989).

Las concentraciones finales de POC y MAC, expresadas a nivel del suelo se han obtenido mediante el producto de la concentración de POC y MAC en cada clase de agregados y el peso que cada clase representa del "bulk soil (Figura 5.1).



Donde:

P_{O_x} → Peso inicial de la fracción x

P_{1_x} → Peso de POC de la fracción x

P_{2_x} → Peso de MAC de la fracción x

$[.]_1$ → Concentración propia de POC de la fracción x

$[.]_2$ → Concentración propia de MAC de la fracción x

$[.]_{1-1}$ → Concentración de POC de la fracción x

$[.]_{2-1}$ → Concentración de MAC de la fracción x

$[.]_{1-1-2}$ → Concentración de POC de la fracción x sobre el total del suelo

$[.]_{2-1-2}$ → Concentración de MAC de la fracción x sobre el total del suelo

$\%f$ → Porcentaje que representa la fracción x sobre el total del suelo

Explicación del esquema:

(A) para obtener los tres tipos de concentraciones usados para POC y MAC hemos partido de un peso inicial conocido (P_{O_x}). Donde la x representa a una fracción concreta de las cinco que hemos obtenido en la distribución inicial del tamaño de partículas.

(B) En un primer paso, a este P_{O_x} se le aplica el protocolo utilizado para la obtención del POC y MAC (ver pto 4.2), de donde obtendremos ya los pesos de las dos fracciones (POC y MAC) diferenciados, pudiendo expresar estos peso en porcentaje respecto al peso inicial (P_{O_x}).

(C) Análisis del COT para POC y MAC.

Para establecer comparaciones entre diferentes fracciones para un mismo uso de suelo utilizaremos la concentración D, que ya tiene en cuenta el peso de cada fracción. Para establecer estas mismas comparaciones entre fracciones y usos diferentes debemos extrapolar los resultados al total del suelo (E).

Figura 5. 1. Cuadro resumen de los cálculos de las concentraciones de POC y MAC expresadas a nivel de todo el suelo.

5.3.3. Carbono orgánico soluble en agua (CSA)

El carbono orgánico soluble (<45 μm) representa el *pool* con mayor movilidad del carbono en el suelo (Lutzow, 2007).

La preparación de la muestra consistió en la mezcla de 10 gr de suelo en 50 ml de agua destilada y agitación durante 2 horas. La muestra fue filtrada a través de un papel de filtro *Albet 145 110* (7-11 μm) antes de ser analizada en el analizador automático de carbono “*Shimadzu TOC5050A*”.

5.4 Resultados y discusión.

5.4.1. Comparación entre usos de los diferentes pools de carbono en el suelo

Las mayores concentraciones del COT en el bulk soil, tanto en superficie como en profundidad se encuentran en el uso forestal, con valores próximos a los 29 g C kg^{-1} en superficie y 25 g C kg^{-1} en profundidad; entre usos, encontramos valores de concentración menores en los usos abandonado y agrícola tanto en superficie como en profundidad (Tabla 5.2).

	Uso forestal		Uso abandonado		Uso Agrícola	
	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad
COT	28.96 ^{ab} ± 2.98	25.29 ^{ab} ± 2.03	12.78 ^{aA} ± 0.43	11.25 ^{aA} ± 0.65	11.8 ^{aA} ± 0.65	10.37 ^{aA} ± 0.64
POC	11.55 ^{ab} ± 1.43	5.58 ^{bb} ± 0.33	2.85 ^{aA} ± 0.21	2.02 ^{ba} ± 0.24	2.60 ^{aA} ± 0.21	2.81 ^{aA} ± 0.23
MAC	17.41 ^{ab} ± 1.66	19.71 ^{ab} ± 1.81	9.92 ^{aA} ± 0.33	9.22 ^{aA} ± 0.78	9.28 ^{aA} ± 0.50	7.55 ^{ba} ± 0.49
CSA	29.48 ^B ± 3.56	-	6.23 ^A ± 1.44	-	7.00 ^A ± 3.56	-

Tabla 5.2. Valores de concentración medios de POC, MAC, CSA y del COT del “bulk soil” (< 2mm). Las letras minúsculas expresan diferencias significativas a $P < 0.05$ entre superficie y profundidad dentro de un mismo uso para cada pool de carbono (diferencias entre filas). Las letras mayúsculas expresan diferencias significativas de los distintos pools a $P < 0.05$ entre usos. Concentraciones en $g\ kg^{-1}$ para COT, POC y MAC y $mg\ l^{-1}$ para CSA.

Las concentraciones del *pool* de carbono POC son para el uso forestal y abandonado significativamente mayores en superficie que en profundidad. El POC es una fracción de la materia orgánica constituida por restos vegetales no incorporados aún en el suelo. Esta materia orgánica procede, principalmente de la propia vegetación de la zona, y cuando se incorpora al suelo lo hace sobre la parte superficial del mismo. Ésta se va descomponiendo con el tiempo e incorporándose al perfil del suelo mediante mecanismos de lavado y/o por la propia fauna.

En la zona agrícola, donde el aporte directo de la hojarasca es menor que en el uso forestal y abandonado, no se observan diferencias significativas de la concentración de POC entre superficie y profundidad, siendo incluso los valores ligeramente superiores en profundidad (Tabla 5.2).

Las concentraciones de MAC disminuyen en profundidad en los usos alterados (agrícola y abandonada) siendo las diferencias en el contenido de este *pool* entre superficie y profundidad estadísticamente significativas para el uso agrícola. En el uso forestal, por el contrario, se observa un ligero aumento, aunque no estadísticamente significativo con la profundidad (Tabla 5.2).

Las mayores concentraciones en los valores de CSA de la zona forestal frente a los usos alterados (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) vendrían principalmente explicados por esta mayor presencia de POC superficial en el uso forestal en comparación con los otros dos usos. Autores como Hughes et al., (1990); Quideau y Bockheim, (1996); Delprat et al., (1997); Flessa et al., (2000) encontraron en sus

trabajos mayores contenidos de carbono orgánico soluble en los usos forestales.

En la *Figura 5. 2* se observa la contribución, en porcentaje, de cada uno de los pools de carbono al COT (< de 2mm). En el análisis del POC dentro de un mismo uso se observan diferencias significativas entre los porcentajes de POC de superficie y profundidad para los usos forestal y abandonado, obteniéndose los mayores valores en superficie. Para el uso agrícola los porcentajes del POC en profundidad son mayores que los de superficie, aunque sin mostrar estos valores diferencias significativas. En el caso del MAC, encontramos una pauta contraria a la del POC, obteniéndose porcentajes significativamente mayores en profundidad que en superficie para los usos forestal y abandonado. Para el uso agrícola, los porcentajes de superficie son ligeramente mayores que los de profundidad, pero sin presentar estos valores diferencias significativas.

En esta misma figura, también podemos ver las diferencias de un mismo pool entre los diferentes usos de suelo y profundidad. Así pues, encontramos que en superficie la contribución de POC al COT en el uso forestal (alrededor de un 40%) es significativamente mayor que en los de los usos agrícola y abandonado (alrededor de un 20%). La contribución del POC al COT en profundidad para los usos forestal (23%) y agrícola (28%), es significativamente mayor a la del uso abandonado (18%).

La contribución de MAC al COT en superficie es significativamente mayor en los usos abandonado y agrícola (80%) que en el uso forestal (60%). En cambio, en profundidad la contribución de MAC al COT es significativamente mayor en el uso abandonado seguida del forestal y agrícola (*Figura 5. 2*).

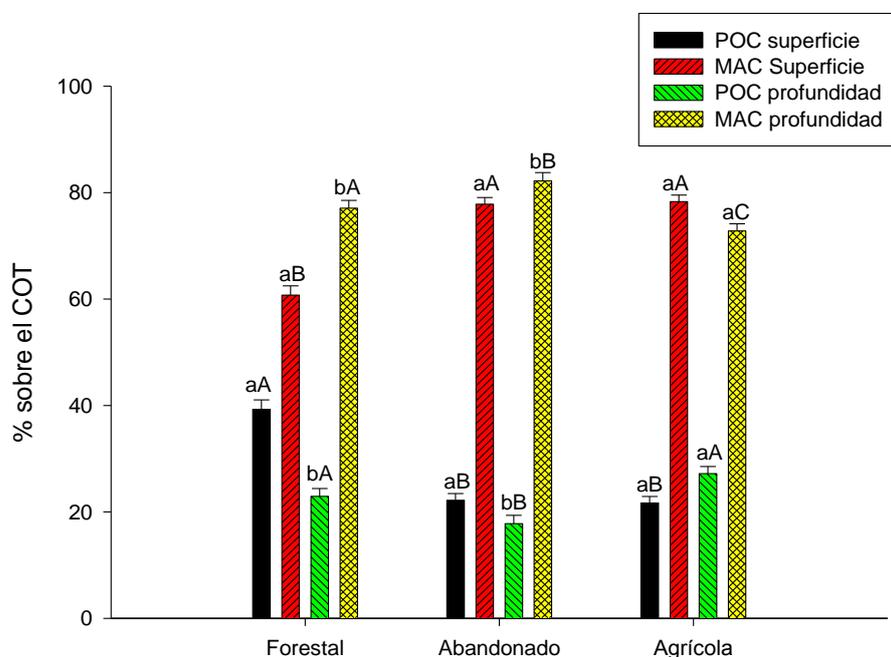


Figura 5. 2. Porcentajes de POC y MAC sobre el COT. Letras minúsculas expresan diferencias entre superficie y profundidad dentro de un mismo uso. Letras mayúsculas expresan diferencias entre los diferentes usos para un mismo pool y profundidad. $P < 0.05$.

La dinámica de POC y MAC en los perfiles de suelo (descritos en el capítulo 3) de en los usos alterados (abandonado y agrícola) se muestra en la Figura 5.3. En esta figura puede observarse como la contribución de POC disminuyeron la profundidad en ambos siendo dicha reducción más acusada a partir de los 20 cm de suelo.

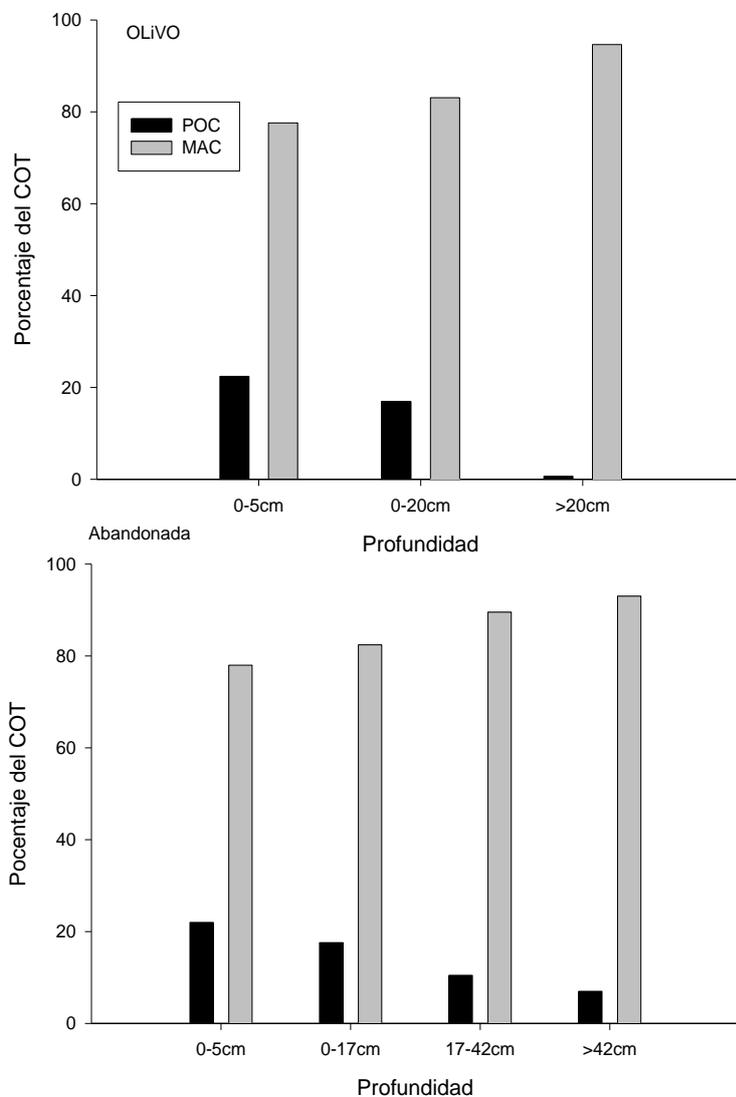


Figura 5. 3. Porcentajes de POC y MAC para los usos alterados a diferentes profundidades para los usos agrícola y abandonado. Muestras de los perfiles.

El carbono orgánico soluble representa una fracción muy pequeña del COT. En el uso forestal el CSA representa un 0,51% del total del COT del suelo, mientras que en los usos abandonado y agrícola representa 0.20

% y 0.28%, respectivamente. *García et al., (1997)*, encontraron similares resultados en el carbono orgánico soluble en suelos de zonas semiáridas.

En las figuras *Figura 5. 4* y *Figura 5. 5* se muestran las relaciones observadas entre COT y POC en los tres usos de suelo y en las diferentes profundidades analizadas. En el uso forestal se observan relaciones positivas y significativas tanto en superficie como en profundidad entre ambos parámetros indicando una continuidad en el ciclo del carbono en este uso tal como ha sido puesto de manifiesto por otros autores (*Noellemeyer et al, 2006*). Dicha continuidad es más evidente en superficie (los primeros 5 cm) donde el coeficiente de determinación es de un 92%. En los suelos alterados las correlaciones entre POC y COT se reducen en superficie con respecto al uso forestal explicando el POC un 52% y un 39% de la variabilidad de COT para los usos agrícola y abandonado, respectivamente.

En profundidad, por el contrario las relaciones entre COT y POC son similares en todos los usos. Estos resultados reflejan una vez más, que los efectos de los cambios en los usos de suelo se dan en los primeros centímetros del suelo (en el caso del uso abandonado) y por encima de la profundidad del arado (en el caso del uso agrícola).

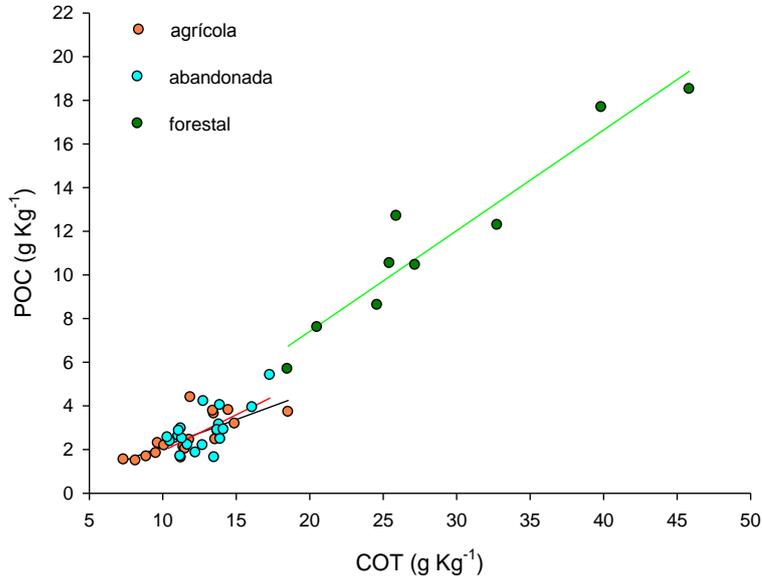


Figura 5. 4. COT versus POC en superficie en los tres usos.

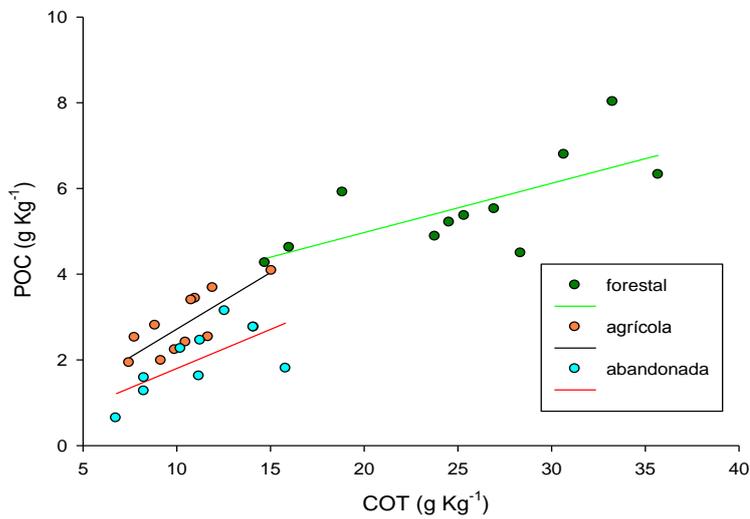


Figura 5. 5. COT versus POC en profundidad en los tres usos.

5.4.2 Descriptivos generales de los pools de carbono orgánico por clases de tamaño de agregados y usos

i) Uso Forestal.

Las concentraciones de COT para la zona forestal varían entre 17.3 g kg⁻¹ y 31.23 g kg⁻¹ en superficie, y entre 16.47 g kg⁻¹ y 26.52 g kg⁻¹ en profundidad en las distintas clases de tamaño de agregados analizados (*Tabla 5.*). En ambas profundidades se observan valores significativamente mayores en la concentración de COT en los microagregados (0.25-0.05 mm) y tamaño limo más arcilla (<0.05 mm) que en los macro (>2 mm) y mesoagregados (2-0.25 mm).

En general, se observa una tendencia no significativa de disminución del COT en profundidad para todas las clases de agregados, siendo ésta más evidente en el caso de los microagregados donde en superficie el contenido de carbono es un 15% mayor que en profundidad.

Las concentraciones de POC varían entre 8.00 g kg⁻¹ y 16.68 g kg⁻¹ en superficie y entre 1.67 g kg⁻¹ y 5.94 g kg⁻¹ en profundidad en las distintas clases de agregados. Tanto en superficie como en profundidad se observan valores significativamente mayores de POC en los microagregados que en los macroagregados del mismo modo que ocurre con el CSA (*Tabla 5.3*).

Las concentraciones de POC son significativamente menores en profundidad que en superficie para todas las clases analizadas. Esta reducción es especialmente relevante en la clase de los macroagregados, donde en superficie encontramos concentraciones de POC casi cinco veces superiores que en profundidad (*Tabla 5.3*).

Tamaño de agregados	COT		POC		MAC		CSA
	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad	Superficie
>2 mm	17.3 ^{Aa} ± 1.28	17,03 ^{Aa} ± 1,27	8.00 ^{Aa} ± 1.27	1.67 ^{Ab} ± 0.10	12.90 ^{Aa} ± 0.48	20.49 ^{Ab} ± 3.05	25.10 ^A ± 3.22
2-0.025 mm	25.06 ^{ABa} ± 2.16	16,47 ^{Aa} ± 1,03	7.64 ^{Aa} ± 1.14	5.21 ^{Bb} ± 0.31	16.43 ^{Ba} ± 1.46	14.62 ^{Aa} ± 1.69	28.07 ^A ± 3.43
0.25-0.05 mm	31.23 ^{Ba} ± 3.87	26,52 ^{Ba} ± 1,88	16.68 ^{Ba} ± 1.23	5.94 ^{Bb} ± 0.38	10.91 ^{Aa} ± 0.36	20.48 ^{Ab} ± 2.30	25.38 ^A ± 2.97
<0.05mm	24.47 ^{ABa} ± 2.55	24,99 ^{Ba} ± 2,50	*	*	*	*	35.51 ^A ± 3.77

Tabla 5. 3. Concentraciones medias de COT, POC, MAC (en g kg⁻¹) y CSA (mg l⁻¹) en cada clase de agregados para el uso forestal ± error estándar. Distintas letras en columnas indican diferencias significativas en los contenidos de carbono. Letras mayúsculas muestran las diferencias entre clases de agregados en cada profundidad considerada. Letras minúsculas muestran las diferencias entre superficie y profundidad para cada clase de agregados (para un mismo tipo de carbono).

El POC en superficie representa mayores porcentajes del COT en los microagregados (cerca del 50%) que en los macroagregados (38%) y mesoagregados (31%). En profundidad, los porcentajes que representa el POC en los mesoagregados y los microagregados son similares entre ellos (30%), pero superiores al POC en los macroagregados (13%) (*Figura 5. 2*).

Las concentraciones de MAC varían para las distintas clases de agregados entre 10.91 g kg⁻¹ y 16.43 g kg⁻¹ en superficie y entre 14.62 g kg⁻¹ y 20 g kg⁻¹ en profundidad (*Tabla 5.3*). En superficie se observan valores de MAC significativamente mayores en los mesoagregados que en el resto de clases de agregados, en profundidad no se observan diferencias significativas en el contenido de este pool de carbono entre las distintas clases de agregados.

Al contrario de lo que sucede para el COT y POC se observan concentraciones de MAC significativamente mayores en profundidad que en superficie para todas las clases, excepto en la clase de los mesoagregados (2-0.25 mm) donde no se han encontrado diferencias significativas entre superficie y profundidad (*Tabla 5.3*).

Las concentraciones de MAC son, excepto para los microagregados en superficie, siempre mayores que las de POC. En la *Figura 5. 6*, donde se presentan los porcentajes que representan POC y MAC respecto al COT en cada una de las clases analizadas, puede observarse como el MAC representa tanto en superficie como en profundidad un mayor porcentaje del COT que el POC.

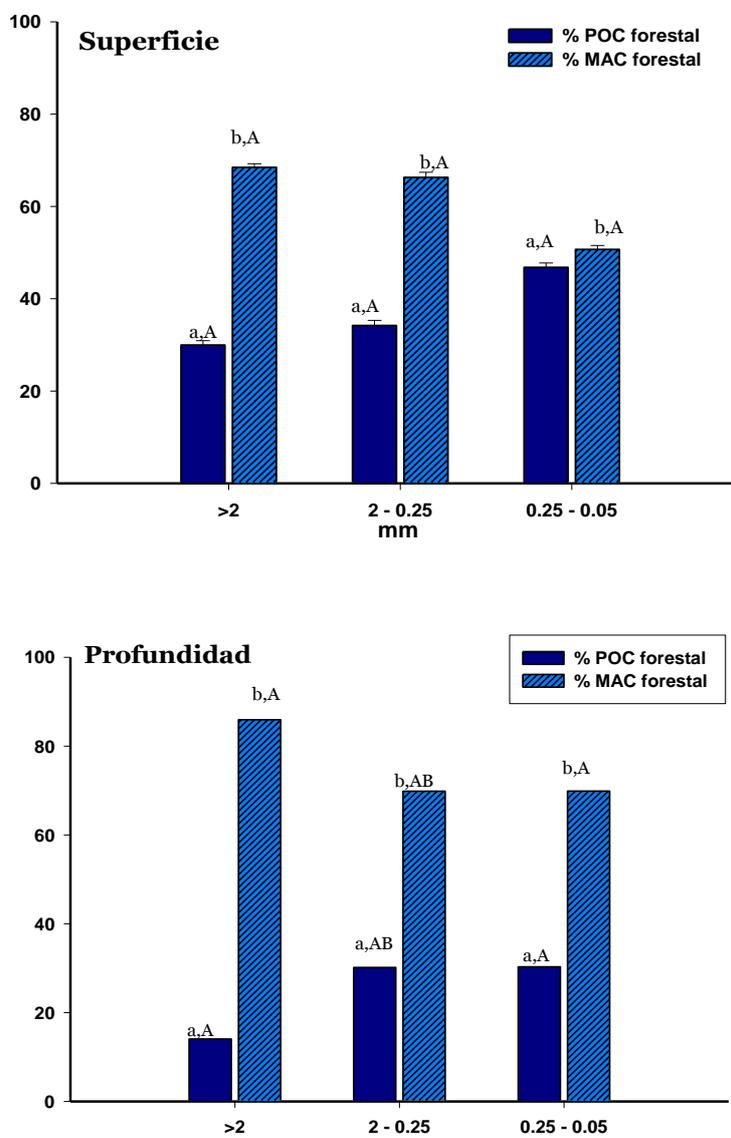


Figura 5. 6. Porcentajes de POC y MAC sobre el COT en las diferentes clases de agregados para el uso forestal. Letras minúsculas muestran diferencias entre los diferentes tamaños de agregados en cada profundidad. Letras mayúsculas muestran diferencias a diferentes profundidades para un mismo tamaño de agregado.

Los valores de carbono orgánico soluble en agua (CSA) en este uso oscilan entre los 25.10 y los 35.51 mg l⁻¹ en las distintas clases de agregados. No se han encontrado diferencias significativas en las concentraciones de CSA entre las distintas clases de agregados aunque se han observado valores ligeramente superiores para los agregados tamaño limo+arcilla (*Tabla 5.3*). El porcentaje que representa este pool de carbono respecto al COT es menor de un 1% en todas las clases de agregados y mayor en los macroagregados (0.72%) y en los mesoagregados (0.67%) y agregados tamaño limo+arcilla (0.65%) que en los microagregados (0.45%).

ii) Uso abandonado

Los valores de COT en el uso abandonado fluctúan entre 10 g kg⁻¹ y 13 g kg⁻¹ tanto en superficie como en profundidad en las distintas clases de tamaño de agregados analizados (*Tabla 5.4*). En ambas profundidades se observa un incremento en las concentraciones de COT con la disminución del tamaño de los agregados. En superficie, este aumento es significativo cuando se comparan los macroagregados con las partículas de tamaño limo + arcilla mientras que en profundidad no hay diferencias significativas entre clases de agregados en las concentraciones de COT.

Los valores de POC oscilan entre 2.10 g kg⁻¹ y 3.46 g kg⁻¹ en superficie y entre 0.88 g kg⁻¹ y 2.38 g kg⁻¹ en profundidad, siendo dichos valores significativamente mayores en los mesoagregados (0.25-0.05 mm), tanto en superficie como en profundidad (*Tabla 5.4*). Se observa una disminución de la concentración de POC con la profundidad siendo ésta

significativa en la clase de los macroagregados (> 2 mm), donde el POC se reduce en un 68% con respecto a la superficie.

Los valores de MAC no presentan diferencias significativas entre las distintas clases de agregados ni en superficie ni en profundidad aunque son ligeramente mayores en las clases de agregados de tamaño más pequeño en ambas profundidades (*Tabla 5.4*). Se observa una disminución de la concentración de MAC con la profundidad siendo ésta significativa en los mesoagregados donde la concentración de MAC se reduce en un 21.5% con respecto a la superficie.

En este uso, por tanto, la disminución del COT en profundidad en las fracciones >2 y entre 2-0.025 mm se debe, básicamente, a la disminución del POC en los macroagregados.

Tanto en superficie como en profundidad y para todas las clases analizadas el POC presenta concentraciones más bajas que el MAC (*Tabla 5.4*). En la *Figura 5.7*, donde se presentan los porcentajes que representan POC y MAC respecto al COT en cada una de las clases analizadas puede observarse como el POC representa tanto en superficie como en profundidad un menor porcentaje del COT que el MAC (20-30% frente a 60-70% de MAC en superficie y 15-30% frente a 70-80% de MAC en profundidad).

El porcentaje que representa el POC del COT en superficie es similar para todas las clases de agregados, mientras que en profundidad, estos porcentajes son mayores en los m y microagregados.

Los valores de carbono orgánico soluble en agua (CSA) son significativamente mayores para la clase de agregados >2mm que para las clases de agregados 2-0.25mm y 0.25-0.05mm. El contenido de CSA en las partículas limo+arcilla es inferior al observado en los macroagregados y superior al resto de las clases consideradas, aunque sin mostrar diferencias estadísticamente significativas entre clases de agregados (*Tabla 5.4*). El porcentaje que representa este pool de carbono respecto al COT es menor de un 0.5% en todas las clases de agregados y mayor en los macroagregados (0.40%) que en el resto de las clases consideradas (0.18, 0.22 y 0.24% para mesoagregados, microagregados y partículas de tamaño limo+arcilla, respectivamente).

Tamaño de agregados	COT		POC		MAC		CSA
	superficie	profundidad	superficie	profundidad	superficie	profundidad	superficie
>2 mm	10.19 ^{Aa} ± 0.82	9,60 ^{Aa} ± 1,00	2.78 ^{ABa} ± 0.26	0.88 ^{Ab} ± 0.10	7.75 ^{Aa} ± 0.51	7.72 ^{Aa} ± 1.34	8.21 ^A ± 0.70
2-0.025 mm	11.78 ^{ABa} ± 0.64	10,44 ^{Aa} ± 0,84	2.10 ^{Aa} ± 0.15	1.84 ^{Ba} ± 0.23	7.72 ^{Aa} ± 0.36	6.06 ^{Ab} ± 0.86	4.26 ^B ± 0.38
0.25-0.05 mm	12.34 ^{ABa} ± 0.81	13,28 ^{Aa} ± 1,00	3.46 ^{Ba} ± 0.36	2.38 ^{Ba} ± 0.33	8.28 ^{Aa} ± 0.47	8.38 ^{Ab} ± 0.79	5.53 ^B ± 0.38
<0.05mm	13.44 ^{Ba} ± 0.61	13,23 ^{Aa} ± 1,14	*	*	*	*	6.91 ^{AB} ± 0.55

Tabla 5.4. Concentraciones de COT, POC, MAC (en g kg⁻¹) y CSA (mg l⁻¹) en cada clase de agregados para el uso abandonado ± error estándar. Letras mayúsculas muestran las diferencias entre clases de agregados en cada profundidad considerada. Letras minúsculas muestran las diferencias entre superficie y profundidad para cada clase de agregado: (>2 mm); (2-0.25 mm); (0.25-0.05 mm); (< 0.05mm). N= número de muestras analizadas.

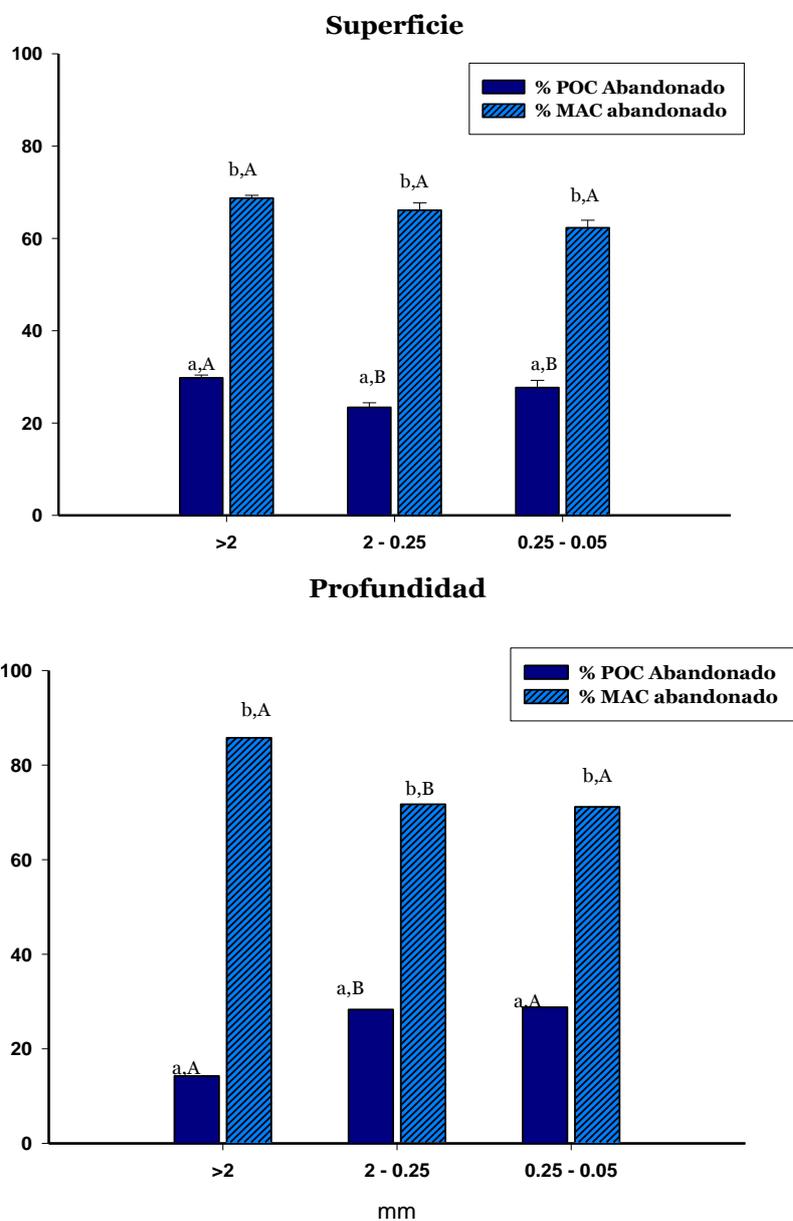


Figura 5. 7. Porcentajes de POC y MAC sobre el COT en las diferentes clases de agregados para el uso Abandonado. Letras minúsculas distintas muestran diferencias entre los diferentes tamaños de agregados en cada profundidad. Letras mayúsculas distintas muestran diferencias con la profundidad para un mismo tamaño de agregado.

iii) Uso Agrícola

Para la zona agrícola, los valores de COT fluctúan entre 10,17 g kg⁻¹ y 13,31 g kg⁻¹ en superficie y entre 9,00 g kg⁻¹ y 14,23 g kg⁻¹ en profundidad, siendo tanto en superficie como en profundidad las concentraciones de COT significativamente más elevadas en los microagregados y agregados tamaño limo + arcilla que en los macroagregados. En general para todas las clases de agregados (excepto para partículas tamaño limo+arcilla), se observa una tendencia estadísticamente no significativa donde las concentraciones de COT en superficie son mayores que en profundidad (*Tabla 5.5*).

La concentración del POC fluctúa en las distintas clases de agregados entre 2,01 g kg⁻¹ y 2,88 g kg⁻¹ en superficie y entre 1,06 g kg⁻¹ y 2,82 g kg⁻¹ en profundidad. Las concentraciones de POC son mayores a medida que disminuye el tamaño de los agregados, tanto en superficie como en profundidad. Se observan, para ambas profundidades, concentraciones significativamente menores de POC en los macroagregados que en los mesoagregados y microagregados (*Tabla 5.5*). De todas las clases de agregados analizadas solo la clase de los macroagregados presenta valores de POC significativamente mayores ($P > 0.05$) en superficie que en profundidad.

Tamaño de agregados	COT		POC		MAC		CSA
	superficie	profundidad	superficie	profundidad	superficie	profundidad	superficie
>2 mm	10.17 ^{Aa} ± 0.42	9.00 ^{Aa} ± 1.03	2.01 ^{Aa} ± 0.23	1.06 ^{Ab} ± 0.13	7.59 ^{Aa} ± 0.60	7.00 ^{Ba} ± 1.29	5.13 ^A ± 0.90
2-0.025 mm	10.30 ^{Aa} ± 0.54	9.73 ^{Aa} ± 0.58	2.18 ^{ABa} ± 0.41	2.81 ^{Ba} ± 0.23	6.05 ^{ABa} ± 0.41	3.26 ^{Ab} ± 0.37	5.63 ^A ± 0.62
0.25-0.05 mm	12.53 ^{Ba} ± 0.63	11.78 ^{ABa} ± 0.75	2.88 ^{Ba} ± 0.27	2.82 ^{Ba} ± 0.22	8.30 ^{Ba} ± 0.42	5.96 ^{ABb} ± 0.54	8.60 ^{AB} ± 0.88
<0.05mm	13.31 ^{Ba} ± 0.48	14.23 ^{Ba} ± 0.80	*	*	*	*	8.65 ^B ± 0.95

Tabla 5.5. Concentraciones de COT, POC, MAC (en g kg⁻¹) y CSA (mg l⁻¹) en cada clase de agregados para el uso agrícola ± error estándar. Letras mayúsculas muestran las diferencias entre clases de agregados en cada profundidad considerada. Letras minúsculas muestran las diferencias entre superficie y profundidad para cada clase de agregado. (>2 mm); (2-0.25 mm); (0.25-0.05 mm); (< 0.05mm). N= número de muestras analizadas

La concentración media de MAC fluctúa en superficie entre 6.05 g kg^{-1} y 8.30 g kg^{-1} y en profundidad entre 3.26 g kg^{-1} y 7 g kg^{-1} (*Tabla 5.5*). La clase de los microagregados presenta, en superficie, concentraciones de carbono mineral asociado significativamente mayores que las concentraciones encontradas en otras dos clases de agregados analizadas. Tanto en superficie como en profundidad los valores menores de concentración de MAC los encontramos en la clase de los mesoagregados.

Los valores de MAC disminuyen significativamente con la profundidad en las clases de los mesoagregados y microagregados (1.85 y 1.39 veces mayor en superficie que en profundidad para el primero y segundo, respectivamente) excepto en los macroagregados donde no hay diferencias significativas con la profundidad.

Tanto en superficie como en profundidad y para todas las clases de agregados analizadas el POC presenta concentraciones más pequeñas que el MAC (*Tabla 5.5*). El porcentaje que representa el POC del total de carbono es para todas las clases de agregados similar en superficie (aproximadamente el 20%), mientras que en profundidad son los mesoagregados y microagregados los que representan un porcentaje mayor (aproximadamente el 30%) del total del carbono en el suelo (*Figura 5.8*).

La reducción observada en el COT para los macroagregados en este uso se debe a una reducción del POC, mientras que en los mesoagregados se debe a una reducción del MAC.

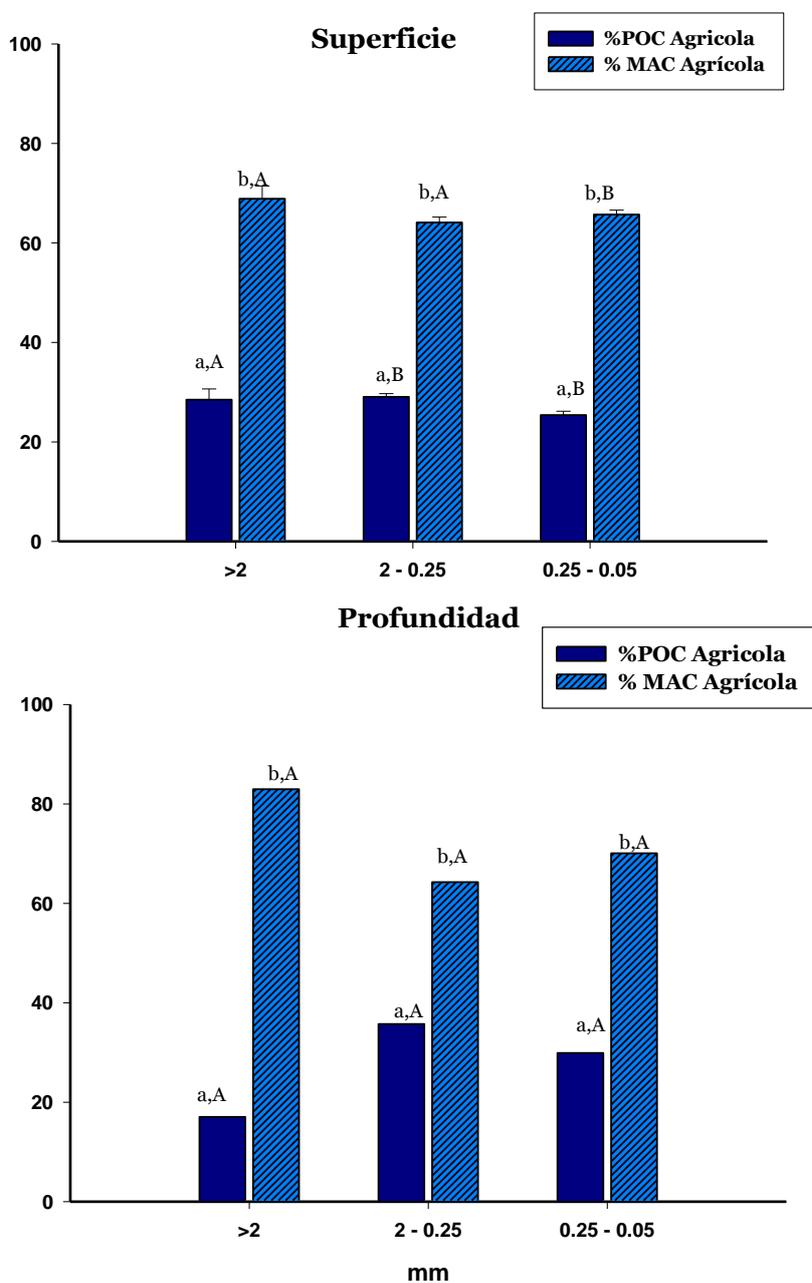


Figura 5. 8. Porcentajes de POC y MAC sobre el COT en las diferentes clases de agregados para el uso Agrícola. Letras minúsculas distintas muestran diferencias entre los diferentes tamaños de agregados en cada profundidad. Letras mayúsculas distintas muestran diferencias a diferentes profundidades para un mismo tamaño de agregado.

Los valores de carbono orgánico soluble en agua (CSA) en este uso incrementan conforme disminuye el tamaño del agregado estableciéndose diferencias significativas entre los macro y microagregados, tal y como se observa en la *Tabla 5.5*. El porcentaje que representa este pool de carbono respecto al COT fluctúa entre 0.23% y 0.34% para las distintas clases de agregados consideradas.

5.4.3. Comparación entre usos de suelo para los distintos “pools” de carbono en las distintas clases de agregados

i) Carbono Orgánico Total (COT)

En general, las concentraciones de COT en los tres usos de suelo analizados y en las dos profundidades son mayores en los micro que en los macroagregados, tal y como se ha comentado en el apartado anterior. El uso forestal presenta para todas las clases de tamaño de agregados y en las dos profundidades analizadas, concentraciones de COT significativamente más elevadas ($P < 0.05$) que la zona agrícola y abandonada (Figura 5. 9). Sin embargo, entre los usos alterados (agrícola y abandonado) no se detectan diferencias estadísticamente significativas en el COT en ninguno de los tamaños de agregados ni para ninguna de las profundidades analizadas (Figura 5. 9).

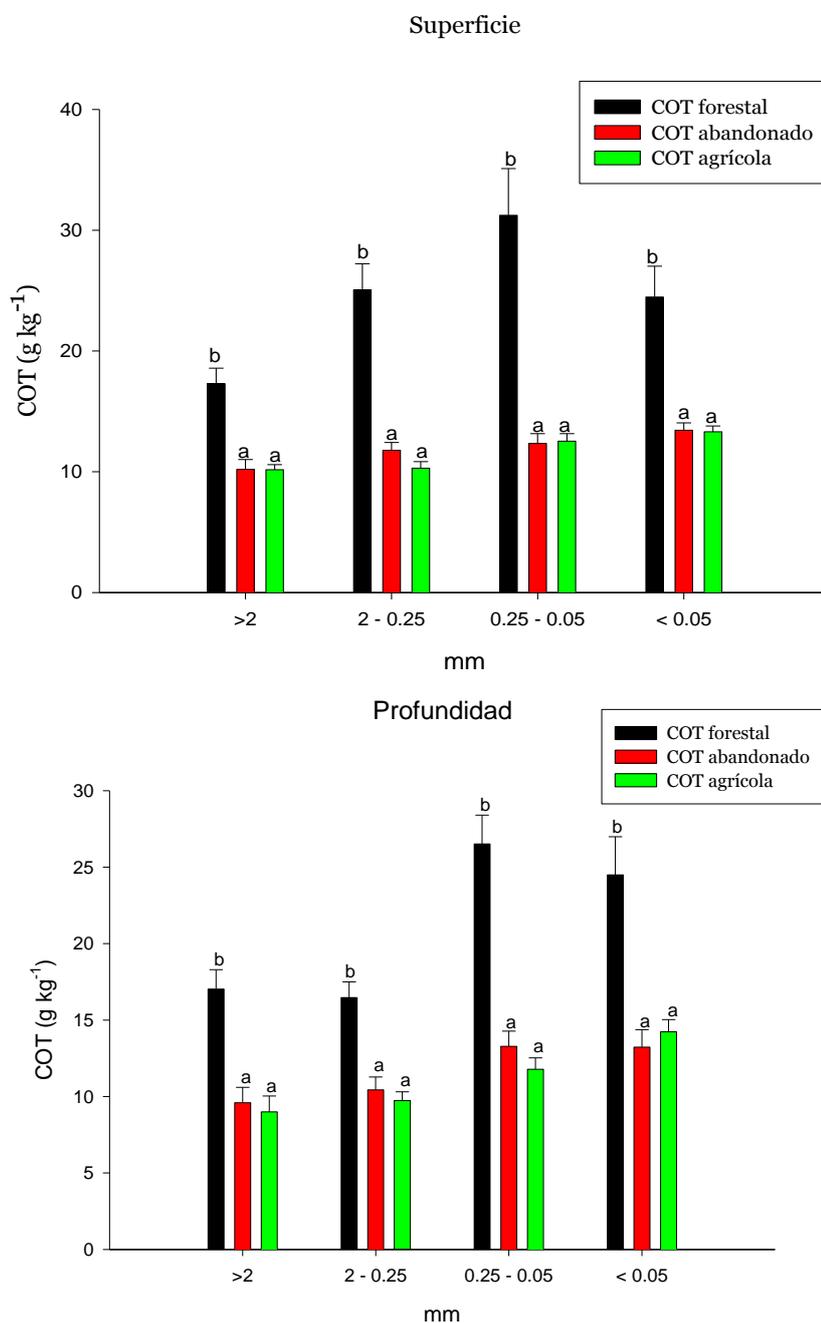


Figura 5. 9. Concentraciones de carbono orgánico total en g C kg⁻¹ para las diferentes clases de agregados a diferentes profundidades y en los distintos usos. Diferentes letras (en una misma profundidad) muestran diferencias significativas entre diferentes usos.

Para un mejor entendimiento de las similitudes o diferencias entre los diferentes usos, sobre todo, entre el uso no alterado (uso forestal) y los usos alterados (uso abandonado y agrícola) se ha trabajado con el cociente de COT entre usos que se detalla a continuación:

El cociente $COT_x f / COT_{x1} f1$ (donde x y $x1$ representan diferentes clases, mientras que f y $f1$ representan diferentes usos) nos proporciona una idea de la similitud de los valores de COT en los diferentes usos analizados para cada uno de los tamaños de agregados analizados. Cuando el cociente se hace entre usos alterados (agrícola y abandonado) el resultado obtenido para todas las clases de agregados está muy próximo a 1, mientras que el cociente entre uso no alterado (forestal) y los usos alterados es mayor que 1 para todas las clases y profundidades analizadas (*Tabla 5.6*). Las diferencias encontradas en las concentraciones de COT debidas al cambio de uso son ligeramente superiores entre los usos forestal y agrícola que entre los usos forestal y abandonado para todas las clases de agregados, excepto para los microagregados en superficie.

El cambio de un uso forestal a un uso agrícola supone una reducción de las concentraciones de carbono orgánico, dependiendo del tamaño de los agregados, entre un 45 y un 60% en superficie y entre un 37.5 y un 59.5% en profundidad. En general, y consistente con las diferencias significativas encontradas entre usos comentadas anteriormente, es el carbono orgánico asociado a los microagregados el que se ve más afectado por los cambios de uso (forestal a agrícola y forestal a abandonado) tanto en superficie como en profundidad.

Para todas las clases de agregados, el efecto del cambio de uso es mayor en superficie que en profundidad.

Tamaño de agregados	$\frac{COT_{Forestal}}{COT_{Agrícola}}$		$\frac{COT_{Forestal}}{COT_{Abandonado}}$		$\frac{COT_{Abandonado}}{COT_{Agrícola}}$	
	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad
	>2 mm	1.70	1.89	1.69	1.77	1.00
2-0.025 mm	2.43	1.69	2.12	1.57	1.14	1.07
0.25-0.05 mm	2.49	2.25	2.53	1.99	0.98	1.12
<0.05mm	1.82	1.75	0.92	1.88	1.00	0.92
Bulk soil	2.62	2.43	2.06	1.87	1.27	1.29

Tabla 5. 6. Razón de los contenidos de carbono orgánico total entre usos para cada clase de agregados: (>2 mm); (2-0.25 mm); (0.25-0.05 mm); (< 0.05 mm) y el bulk soil (< 2 mm).

ii) Carbono orgánico particulado (POC) y carbono mineral asociado (MAC)

De la misma manera que se ha utilizado en el apartado anterior el cociente entre clases y usos para el COT se presenta ahora el cociente $POC_x f / POC_{x1} f1$ y $MAC_x f / MAC_{x1} f1$ (donde x y $x1$ representan diferentes clases, mientras que f y $f1$ representan diferentes usos), *Tabla 5.7 y Tabla 5.8.*

Las razones tanto de POC como de MAC entre el uso forestal y los usos alterados (abandonado y agrícola) son mayores a las que encontramos entre los usos alterados tanto en superficie como en profundidad. Esto nos indica diferencias entre el uso forestal y los usos alterados y similitud entre los usos alterados en las concentraciones de POC y MAC.

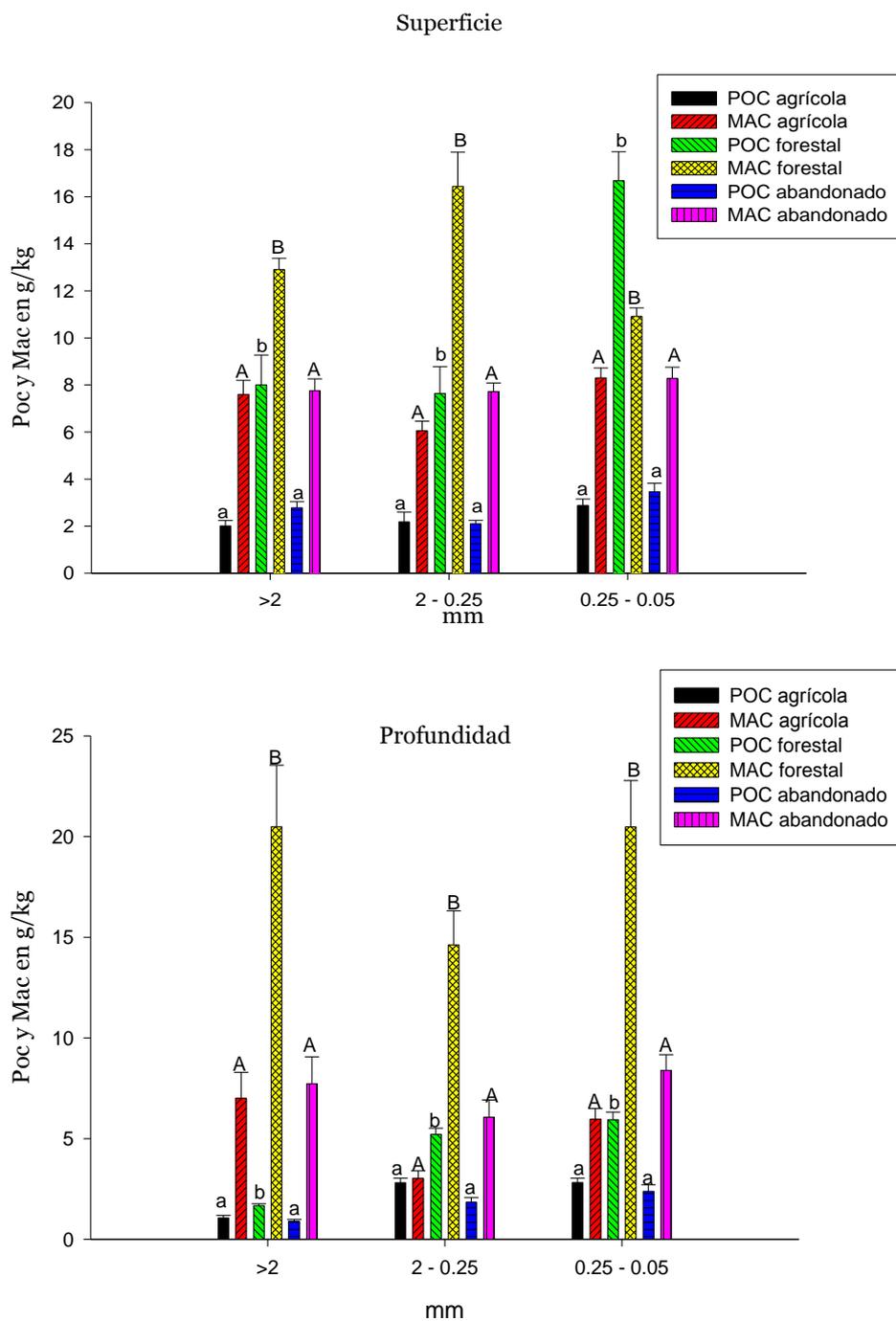
Para el POC, encontramos que es en superficie y para la clase de los microagregados donde encontramos los mayores valores de la razón de POC entre el uso forestal y los usos alterados. También se observan claras diferencias entre las razones en superficie y profundidad. Estas diferencias, que se muestran en la *Tabla 5.6* con valores mayores en superficie que en profundidad podrían ser debidos a la escasa incorporación del POC en profundidad y la escasa hojarasca fresca que aportan los usos alterados, sobre todo el uso agrícola. Este escaso aporte en profundidad para el uso agrícola también se observa en la razón entre los usos alterados, donde los valores inferiores a la unidad nos indican mayores concentraciones de POC en el uso abandonado que en el agrícola, creándose así una jerarquía entre usos (POC uso forestal > POC uso abandonado > POC uso agrícola).

En superficie, las diferencias entre los usos alterados son mayores que en profundidad debido a los pocos aportes de hojarasca y otros constituyentes del POC que se incorporan en esta capa del suelo (superficie) en los usos alterados.

Para el MAC se observan valores mayores las razones entre usos en profundidad que en los de superficie. La fracción de los mesoagregados en profundidad es donde mayores valores encontramos, y por tanto la más afectada por el cambio de uso (*Tabla 5.6*).

El hecho de que los cocientes de POC entre usos sean bastante mayores en superficie que en profundidad, contrariamente a lo que pasa con MAC (valores más elevados en profundidad que en superficie), es un indicador de que el POC almacenado en superficie es el más sensible a los cambios de uso, tal y como ya han observado otros autores (Bowman et al.,

1999; Chan, 1997; Franzluebbers y Arshad, 1997a; Haynes, 2000; Mwaura y Woomeer, 1999; Six et al., 2002; Wilson et al., 2001).



Figuras 5.9. Concentraciones de POC y MAC para las diferentes clases de agregados a diferentes profundidades. Letras minúsculas distintas muestran diferencias en POC para una misma clase entre los diferentes usos. Letras mayúsculas distintas muestran diferencias en MAC para una misma clase entre los diferentes usos.

Clase de agregados	<i>POC _ Forestal</i>		<i>POC _ Forestal</i>		<i>POC _ Abandonado</i>	
	<i>POC _ Agrícola</i>		<i>POC _ Abandonado</i>		<i>POC _ Agrícola</i>	
	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad
>2 mm	3.98	1.57	2.87	1.89	1.38	0.83
2-0.025 mm	3.50	1.85	3.63	2.83	0.96	0.65
0.25-0.05 mm	5.79	2.10	4.82	2.49	1.20	0.84

Tabla 5. 7. Razón de POC entre usos en las distintas clases de agregados.

Clase de agregados	<i>MAC _ Forestal</i>		<i>MAC _ Forestal</i>		<i>MAC _ Abandonado</i>	
	<i>MAC _ Agrícola</i>		<i>MAC _ Abandonado</i>		<i>MAC _ Agrícola</i>	
	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad	Superficie	Profundidad
>2 mm	1.69	2.92	1.66	2.65	1.02	1.10
2-0.025 mm	2.71	4.48	2.12	2.41	1.27	1.85
0.25-0.05 mm	1.31	3.43	1.31	2.44	0.99	1.40

Tabla 5. 8 Razón de MAC entre usos en las distintas clases de agregados.

iii) Carbono orgánico soluble en agua (CSA)

El carbono orgánico soluble en agua (CSA) es una fracción del carbono asociada con los elementos “grandes” del suelo, como los son la hojarasca y ciertos restos vegetales. Dado que el CSA está condicionado en parte por la vegetación, es en el uso forestal donde mayores valores de concentración de CSA se encontraron (comparado con los usos alterados), siendo las diferencias entre usos estadísticamente significativas para todas las clases de agregados analizadas. Al igual que ocurría con los otros pools de carbono, los usos alterados (abandonado y agrícola) no muestran diferencias significativas entre ellos en ninguna de las clases de agregados en este pool (*Figura 5. 10*).

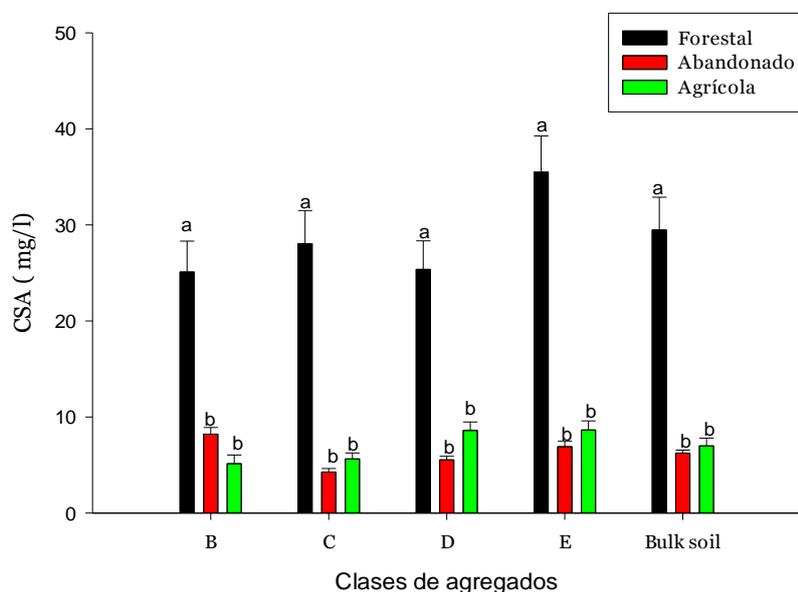


Figura 5. 10. Concentraciones de CSA en los diferentes usos por clase de agregados. B(>2mm); C (2-0.25 mm); D (0.25-0.05 mm); E (< 0.05mm); y en el bulk soil (< 2mm). Diferentes letras en una misma clase de agregados muestran diferencias significativas entre usos.

En la *Tabla 5.9* se presentan razones de $CSA_x f / CSA_{x1} f1$ (donde x y $x1$ representan diferentes clases, mientras que f y $f1$ representan diferentes usos). Se puede observar cómo, de igual forma que sucedía con los cocientes de COT, POC y MAC los usos alterados presentan entre ellos un comportamiento muy similar, con razones de CSA muy próximas a la unidad. En la comparación entre el uso no alterado (forestal) y los usos alterados (abandonado y agrícola) encontramos que es en los mesoagregados donde se dan las máximas diferencias, con valores de CSA en el uso forestal entre 5 y 6 veces mayor que en los alterados.

Las razones de CSA para la mayor parte de las clases de agregados consideradas es ligeramente mayor entre forestal y abandonado que entre forestal y agrícola, a diferencia de lo que sucedía con las razones de, POC y MAC mostradas anteriormente, donde las mayores diferencias entre usos se encontraban entre el uso forestal y el agrícola. Aun no existiendo diferencias significativas entre los valores del CSA de las zonas agrícola y abandonada, creemos que estas diferencias encontradas podrían venir explicadas por la leve diferencia en cuanto a la pendiente de los tres usos (9% para el uso agrícola, 10% el uso forestal y un 14% en el uso abandonado). En la zona abandonada, donde las pendientes son mayores, el agua de escorrentía podría lavar este tipo de carbono tras cada evento de precipitación, mientras que la zona agrícola, donde la pendiente es menor y la rugosidad del suelo mayor, el proceso de lavado sería también menor. Así pues podríamos decir que las pendientes más acusadas dificultarían la acumulación del CSA (uso abandonado) y pendientes menos acusadas favorecerían la acumulación de este pool de carbono (uso agrícola).

Clase de agregados (mm)	$\frac{CSA_{Forestal}}{CSA_{Agrícola}}$	$\frac{CSA_{Forestal}}{CSA_{Abandonado}}$	$\frac{CSA_{Abandonado}}{CSA_{Agrícola}}$
>2	4.89	3.05	1.60
2-0.25	4.98	6.58	0.75
0.25-0.05	2.95	4.58	0.63
< 0.05	4.11	5.13	0.79

Tabla 5.9. Razones de CSA entre usos en las distintas clases de agregados (>2mm); (2-0.25 mm); (0.25-0.05 mm); (< 0.05mm).

5.4.4. Relaciones de los diferentes pools carbono con las propiedades físicas del suelo en los distintos usos

De los tres índices de estabilidad utilizados en este estudio solamente el TDI ha sido el índice que se ha correlacionado con alguno de los pools de carbono estudiados. Se han encontrado correlaciones entre este índice y el carbono orgánico, tanto el COT como el POC. Otras de las propiedades físicas que se correlacionan bien con los diferentes pools de carbono en el suelo son la porosidad, la capacidad de retención hídrica y la densidad aparente. La porosidad se correlaciona positivamente con el COT y con el MAC. Para la capacidad de retención hídrica, tanto a 0.5 atm como a 15 atm se han encontrado correlaciones significativas y positivas con los tres pools de carbono (COT, POC y MAC) siendo más altas las obtenidas con el POC. La densidad aparente, se correlaciona de forma negativa con los tres pools de carbono analizados (COT, POC y MAC) (Tabla 5.10).

Para la distribución del tamaño de agregados solo se han encontrado correlaciones significativas con el COT. Los macroagregados lo hacen de forma positiva, mientras que los mesoagregados y la fracción limos más

arcillas lo hacen de forma negativa (Tabla 5.10). Arshad y Martin, (2002) encontraron correlaciones negativas del COT de suelo con los microagregados (< 0.25 mm). Para la textura solamente se han encontrado correlaciones entre el COT del “bulk soil” y las partículas de limo fino.

	Capacidad de retención			Porosidad	BD	TDI	MWD	% agregados			
	0.5 Atm	15 atm	Agua útil					>2mm	2-0.25mm	0.25-0.05mm	<0.05mm
COT (bulk soil)	0.566**	0.663**	0.543**	0.328**	-0.588**	0.627**	-	0.385**	-0.365	-	-0.210*
POC (bulk soil)	0.838**	0.622**	0.646**	-	-0.499**	0.514**	-	-	-	-	-
MAC (bulk soil)	0.783**	0.673**	0.468**	0.396*	-0.578**	-	-	-	-	-	-

Tabla 5. 10. Correlaciones no paramétricas (Spearman) entre propiedades físicas y pools de carbono en el “bulk soil” para todos los usos y profundidades juntos. * Diferencias significativas a $p < 0.05$; ** diferencias significativas a $p < 0.01$.

5.5. Discusión

5.5.1 Cambios en el COT y en los diferentes pools con el cambio de uso

De los tres usos de suelo analizados, el uso forestal es el que presenta mejores resultados en cuanto a calidad del suelo, entendiendo ésta desde un punto de vista estructural, de estabilidad y de actividad biológica del mismo. Es en este uso donde se observa mayores concentraciones de COT. Estas mayores concentraciones de COT en el uso forestal, frente a los usos alterados, pueden ser debidas principalmente al mayor aporte de hojarasca que recibe este uso, y estar condicionado a su vez por los incrementos de las tasas de erosión y la descomposición acelerada de la materia orgánica del suelo. En ambientes semiáridos estos cambios del COT tras el paso de un uso forestal a agrícola son más relevantes que en aéreas más húmedas (Celik, 2005). En ecosistemas naturales, el clima es el factor más importante que regula la materia orgánica que se incorpora al suelo; mayores valores de precipitación pueden incrementar la productividad neta del ecosistema (Vallejo et al., 2012). Como consecuencia, la cobertura vegetal es mayor y por consiguiente mayores son también los “*inputs*” de carbono orgánico procedente de los aportes de la vegetación.

Esta diferencia de COT que se observa entre los usos alterados y el forestal se pone de manifiesto en las correlaciones encontradas entre las propiedades físicas y los diferentes pools de carbono del uso forestal. Estas mismas correlaciones no se encontraron en ninguno de los usos alterados. Tanto en superficie como en profundidad, las concentraciones de los diferentes pools analizados (POC, MAC y CSA) han sido siempre mayores en el uso forestal que en los usos abandonado y agrícola. El POC es

significativamente mayor en el uso forestal que en los usos alterados. Hemos encontrado una reducción sensible del POC de los microagregados al alterarse el uso forestal inicial. Galantini y Suñer, (2008) encontraron resultados similares y afirmaron que el POC se reduce sensiblemente con el paso de un uso forestal a agrícola.

Para el carbono soluble en agua (CSA), de la misma manera que sucedía en los otros pools, las concentraciones mayores de carbono orgánico las encontramos en el uso forestal, concretamente en los mesoagregados donde las concentraciones son entre 5 y 6 veces superiores que en los usos alterados. Este hecho vendría explicado por la presencia del POC. Diversos autores (Delprat et al., 1997; Flessa et al., 2000; Quideau y Bockheim, 1996) encontraron en sus trabajos mayores contenidos de carbono orgánico soluble en los usos forestales.

En todos los usos hemos constatado que las concentraciones del COT disminuyen con la profundidad. Por usos observamos que la reducción del COT (con la profundidad) en los usos alterados se debe principalmente a una reducción del POC en la clase de los macroagregados junto con una reducción del MAC en las clases de los mesoagregados (y microagregados en el caso del uso agrícola). En cambio para el uso forestal la disminución del COT en profundidad se debe básicamente a la reducción del POC en los macro y microagregados del suelo. Boix-Fayos et al., (2009) encontraron una disminución similar en el contenido de COT en los primeros 20 cm del suelo con el paso de un uso forestal a un uso agrícola en áreas semiáridas.

El cambio de un uso forestal a un sistema agrícola reduce considerablemente los aportes de materia orgánica al mismo y en consecuencia el COT. También se reduce la capacidad de retención y se alteran la mayoría de las propiedades físicas del suelo.

En nuestro estudio, el paso de un uso forestal a un sistema agrícola ha supuesto una reducción del carbono orgánico entre el 45 y 60% en superficie y entre el 37.5 y 59.2% en profundidad, dependiendo del tamaño de agregados analizado. Otros autores han obtenido resultados similares, Hajabbasi et al., (1977) en clima semiárido, obtuvieron una reducción de aproximadamente el 50% de materia orgánica con la puesta en cultivo de un sistema forestal tras 20 años de cultivo. Caldwell et al., (1999); Caravaca et al., (2002); Gardi et al., (2002); Dunjó et al., (2003) obtuvieron un empeoramiento de, prácticamente, todas las propiedades del suelo tras la puesta en cultivo de un uso forestal.

5.5.2 Distribución del COT y los pools en los diferentes tamaños de agregados

La distribución del carbono orgánico total en el suelo entre las distintas clases de agregados es similar para los distintos usos de suelo. Así, más del 50% de COT se concentra en los microagregados (0.25-0,05 mm) y en agregados de tamaño limo+arcilla.

La distribución de POC y MAC en las distintas clases de agregados difiere entre usos. En el uso forestal, en superficie, el POC y el MAC se distribuyen al 50% en los microagregados mientras que en los macroagregados hay un predominio del MAC (60-70%). En los usos alterados el MAC representa entre el 60-80% aproximadamente del COT en todas las clases de agregados, tanto en superficie como en profundidad. El MAC es el pool de carbono mayoritario en todos los usos y profundidades analizados. El carbono orgánico del suelo puede estar protegido físicamente de la actividad microbiana cuando está asociado a

las partículas finas del suelo (Caravaca et al. 2002; Sollins et al., 1996; Hassink, 1994). En nuestro análisis de la textura no hemos encontrado diferencias significativas entre usos, pero si es cierto que las partículas de limo+arcillas supone alrededor de un 75% en todos los usos (el 25% restante son arenas); lo que podría explicar que entre el 65-70% del carbono orgánico en nuestra zona esté en la forma de MAC.

Por clases de tamaño de agregados se observa que el efecto del cambio de uso es más notorio en superficie que en profundidad, y que es el carbono asociado a los microagregados el que más se ve afectado por el cambio de uso.

En la comparativa entre superficie y profundidad dentro de un mismo uso y para un mismo pool de carbono (POC y MAC) encontramos siempre mayores concentraciones en superficie que en profundidad. El CSA constituye una pequeña parte del COT y se encuentra básicamente asociado a los macroagregados grandes (80%) en todos los usos.

5.5.3 Implicaciones en la dinámica del carbono

Independientemente de que, como ya ha quedado de manifiesto, el MAC sea el pool de carbono que en mayor proporción encontramos en nuestra zona de estudio, es el POC, el pool de carbono donde se encuentran las mayores diferencias entre los distintos usos de suelo, siendo además tales diferencias más acusadas en superficie que en profundidad; tal y como ya han observado otros autores (Eiza et al 2005; Wander et al. 1994), y que, una de las causas puede ser la poca o casi nula movilidad vertical (lixiviación) de este pool de carbono en el perfil de suelo, que le impide penetrar en profundidad. Autores como Nico et al.,

(1997); Apezteguia y Sereno, (2002); Galantini et al., (2005), afirman que la fracción lábil del COT tiende a acumularse en las capas superficiales de los suelos.

Para el “bulk soil” los valores de COT son siempre mayores en el uso forestal que en los usos alterados. La puesta en cultivo de un uso forestal ha provocado un considerable decrecimiento del COT disponible en el suelo. Esta reducción ha mermado la calidad de los suelos y ha modificado las propiedades de los mismos. Tal y como se ha visto en el capítulo 4, la mayoría de las propiedades físicas involucradas en el desarrollo del suelo dependen directa o indirectamente del carbono y se han visto alteradas por el cambio de uso. Autores como Wu y Tiessen, (2002) han encontrado resultado similares, con una reducción del 25%, 39% y 55% del COT en suelos cultivados de una pradera alpina en china con el paso de 8, 16 y 41 años respectivamente.

En el “bulk soil” el POC contenido en superficie del uso forestal se relaciona con las mayores concentraciones de CSA debido, principalmente, a la descomposición y lavado de esta materia orgánica en superficie que no se da (en la misma magnitud) en los usos alterados. Autores como Hughes et al., (1990); Quideau y Bockheim, (1996); Delprat et al., (1997); Flessa et al., (2000) encontraron en sus trabajos mayores contenidos de carbono orgánico soluble en los usos forestales.

En el uso agrícola se ha observado una homogeneización del POC en los 20 primeros centímetros del suelo que no se ha observado ni en el uso forestal ni en el abandonado. Esta homogenización pensamos que puede ser debida principalmente a los dos pasos de arado anuales de este uso que permiten la incorporación de parte de los restos vegetales superficiales en profundidad, y que no se dan en los otros usos. En los usos forestal y

abandonado si hemos encontrado diferencias significativas entre el POC superficial y el de profundidad. Podemos intuir que la manera de incorporarse cada uno de los pools analizados al perfil del suelo es notoriamente diferente, por un lado, el POC por sí solo no se lixivia fácilmente a través del perfil del suelo, y solo lo hace ayudado por las labores de arado.

5.5.4 Relaciones entre los pools de carbono y las propiedades físicas

La conversión del uso forestal a agrícola ha supuesto un notable cambio en los diferentes pools de carbono de suelo, y en consecuencia ha afectado notablemente a todas las propiedades físicas y químicas del mismo. Podemos afirmar con nuestros resultados, de la misma manera que lo han hecho muchos otros autores, que existe una relación directa entre el contenido de COT de un suelo y las propiedades físicas del mismo.

Partiendo de la base de que existe una relación entre el contenido de COT y la agregación del suelo (*Follett y Stewart, 1985*), observamos que la mayor presencia de POC en el uso forestal en comparación a los usos alterados está relacionada con el tamaño de agregados. Así, el porcentaje de macroagregados del uso forestal (en superficie) es significativamente mayor que en los usos alterados. *Buyanovsky et al., (1994)* observaron que cuanto mayor era el contenido de carbono lábil, mayor era el porcentaje de agregados. En ambientes áridos y semiáridos el carbono orgánico del suelo incrementa la agregación.

Nosotros, al igual que *Rothon (2000)*, *Caravaca et al. (2001, 2004)* y *Chaney y Swift (1984)* hemos encontrado una correlación positiva entre la estabilidad del suelo y el COT (*Tabla 5.10*). En cuanto a la capacidad de retención hídrica se ha observado un aumento de la misma en los usos donde se dan las mayores concentraciones de carbono orgánico, teniendo en cuenta la textura media y/o fina de los tres usos, y correlaciones significativamente positivas con los pools de carbono COT, POC y MAC. Autores como *Gaitán y López (2006)* encontraron valores similares en sus trabajos.

5.6 Conclusiones

- ❖ En estas áreas semiáridas, el uso del suelo es el principal factor que controla el carbono orgánico en el suelo. Los cambios en el carbono orgánico del suelo con el uso son más sensibles en la parte superficial del suelo que en capas más profundas.
- ❖ El cambio de uso forestal a agrícola supuso una reducción de las concentraciones de carbono orgánico en los primeros 20 cm de suelo del 63%. El cambio de forestal a abandonado supuso una reducción del 50%.
- ❖ La concentración de carbono orgánico ocluido en los agregados aumenta con la disminución del tamaño del agregado en todos los usos y profundidades consideradas. Estos resultados son un indicador de que la materia orgánica no es el principal agente de unión de tales agregados.

- ❖ El COT ocluido en los microagregados (0-25-0.05 mm), tanto en superficie como en profundidad, fue el carbono orgánico más afectado por los cambios de uso.
- ❖ Para los tres usos de suelo analizados, y en todas las clases de agregados y profundidad, el carbono mineral asociado (MAC) representó el mayor porcentaje del COT. Excepto en el caso de los microagregados (0.25-0.05 mm) en superficie del uso forestal, donde fue el carbono orgánico particulado (POC) el que representó el mayor porcentaje del COT.
- ❖ La contribución del carbono orgánico particulado (POC) al COT, tanto en superficie como en profundidad, fue significativamente mayor en el uso forestal que en los usos alterados. Las mayores diferencias entre usos en esta fracción se encontraron en superficie (representando un 40% y un 20% para los usos forestal y alterados, respectivamente).
- ❖ El carbono soluble en agua (CSA) representó una pequeña parte del COT (~2%). Las mayores diferencias entre usos de suelos, en este pool, se obtuvieron en los macroagregados pequeños entre el uso forestal y abandonado.



Capítulo 6



STOCK DE CARBONO
ORGANICO EN LOS
PERFILES DE SUELO



6.1. Introducción

La determinación del carbono almacenado en el suelo es crucial para poder entender el ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres. Generalmente, los suelos contienen más del doble de carbono que la atmósfera (Clark y Jager, 1997; Houghton, 1996). Recientemente, y debido a la concienciación de la sociedad por el cambio climático, se ha promovido un interés por mitigar las emisiones de CO₂ a la atmósfera. En este sentido, el suelo puede considerarse como un buen reservorio donde almacenar dicho carbono mediante la estabilización del mismo en los horizontes del suelo.

El stock de carbono de un suelo está condicionado por múltiples factores que pueden hacer que este aumente o disminuya según el uso, vegetación, clima, litología, profundidad del suelo etc. Sobre la cuantificación del stock de carbono de un suelo existen diferentes teorías. La gran mayoría de los autores piensan que es suficiente con hacer un estudio de los 20-30 primeros centímetros del suelo, pues es a esas profundidades donde se dan los máximos intercambios de carbono entre la atmósfera y el suelo (Cerri et al., 2004; Smith et al., 2001; Gregorich et al., 2005; Smith et al., 2000). Sin embargo, otros autores opinan que no es suficiente con cuantificar solo esos primeros centímetros del suelo, sino que se debería tener en cuenta todo el perfil del suelo, incluida la roca madre (Oyonarte et al., 2008; Albaladejo et al., 2013).

Este capítulo tiene como objetivo global determinar los stocks de carbono orgánico total a distintas profundidades así como el stock que representan los diferentes pools funcionales (POC y MAC) en los usos de suelo estudiados. De esta forma se cuantificará el efecto de los cambios de uso en el stock de carbono.

6.2. Diseño de muestreo

Se ha determinado el stock de COT y de los pools de carbono (POC y MAC) a distintas profundidades: 0-5 cm, 5-20 cm y en todo el perfil. Los datos utilizados hasta 20 cm son los provenientes del muestreo en retícula realizado a dos profundidades en cada uso tal y como se ha detallado en el capítulo 4.

Para determinar los cambios del contenido en COT con la profundidad y el stock de carbono por debajo de los 20 cm se llevaron a cabo muestreos en profundidad hasta la roca madre en los usos abandonado y agrícola.

En el uso agrícola, siguiendo las líneas preferenciales de flujo (identificadas en campo) se establecieron dos zonas diferenciadas a la hora de hacer estos muestreos de todo el perfil: parte alta y media (donde predominan los procesos de erosión y transporte), y parte baja de la ladera (donde predominan los procesos de deposición). En la parte alta y media se hicieron tres perfiles con profundidades entre los 26 y los 65 cm (perfiles X8, X9 y X10: ver Figura 6.1), y en la parte baja un total de 7 perfiles, con profundidades entre los 53 y los 115 cm (X1, X5, X6, X7, X11, X12, X13: ver Figura 6.1). El muestreo se realizó a intervalos de 10 cm

hasta llegar a la roca madre. En total se realizaron 10 perfiles de profundidad en el uso agrícola, con profundidades máximas de 106 cm en la parte baja de la ladera. Para la zona abandonada la profundidad máxima del perfil fue de 122 cm. En el anexo 2, se pueden consultar todas las profundidades de los perfiles.

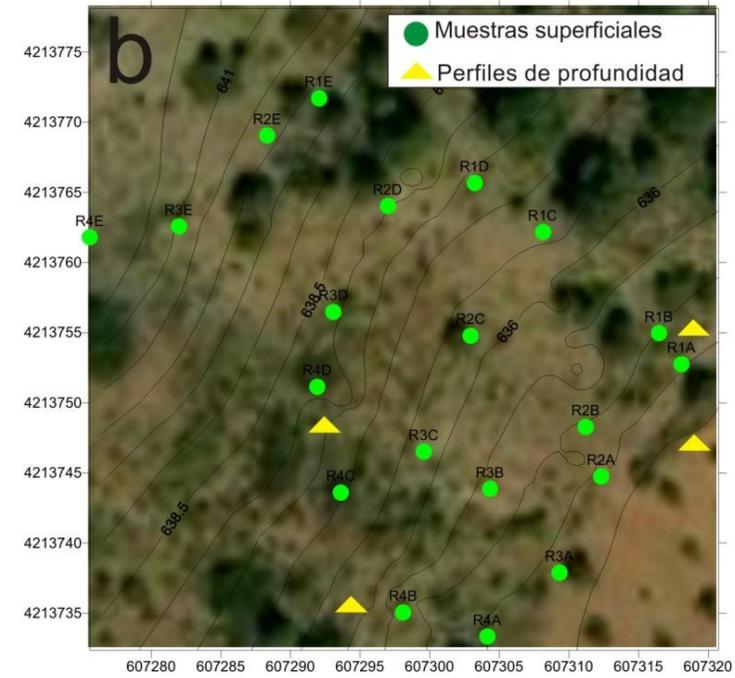
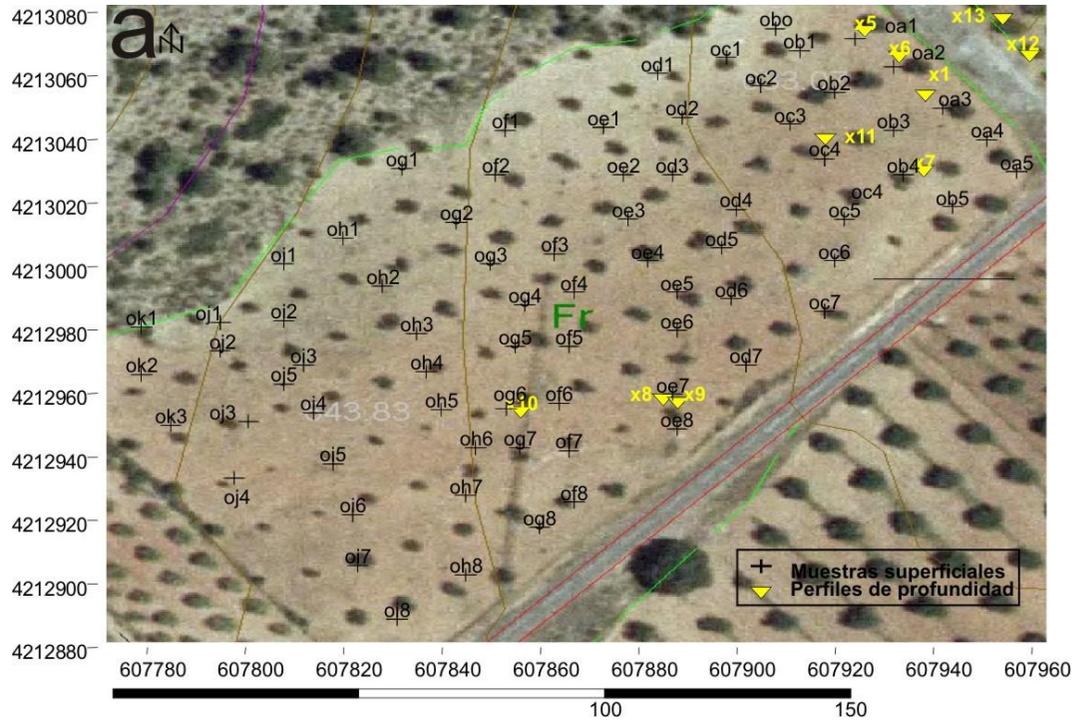


Figura 6. 1. Localización de los perfiles (triángulos amarillos) en el uso agrícola (a) y abandonada (b). Los puntos negros y verdes son los lugares de muestreo del suelo hasta los 20 cm en los usos agrícola y abandonado, respectivamente.

6.3 Cálculo del stock

Los cálculos del stock, en superficie, se han realizado mediante el producto de la densidad aparente (g cm^{-3}) medida en el campo (capítulo 4), la concentración de COT (g kg^{-1}) y la profundidad de muestreo (0-5cm). Para el cálculo del stock de carbono por debajo de los 20 cm de profundidad, se ha utilizado una función de edafotransferencia para el cálculo de la densidad, ya que no se disponían de estos valores en profundidad. La ecuación utilizada se basa en la relación lineal existente entre el COT, y la densidad aparente, tal y como han mencionado numerosos autores (Adams, 1973; Alexandre, 1981; 1989; Manrique y Jones, 1991; Kaur B, 2002). A partir de las relaciones obtenidas con nuestros valores de densidad y CO en superficie se determinó de BD en profundidad. La recta de regresión obtenida, con un coeficiente de determinación $R^2=0.29$ a un nivel de probabilidad del 95% fue la siguiente:

$$BD_{prof} = 1.456 - (0.012 \times COT)$$

Una vez obtenido este valor, la ecuación utilizada para el cálculo del stock en profundidad fue la siguiente (Morisada, Ono, y Kanomata, 2004):

$$SOCd = \sum_{i=1}^k OCi \times BDi \times Di$$

Donde:

SOCd : Carbono orgánico total en kg m⁻² para la profundidad d.

OCi: Porcentaje de carbono a la profundidad i.

BDi: Densidad aparente del suelo (g cm⁻³) a la profundidad i.

Di: Profundidad en centímetros.

Para determinar el efecto del cambio de uso en el stock se ha obtenido la diferencia del COT del uso forestal con cada uno de los usos alterados, dividida por el COT del área forestal y multiplicada por 100. Así, los valores obtenidos representaran el porcentaje de COT perdido en cada uno de los usos alterados respecto al forestal (no alterado).

6.4. Resultados y discusión

6.4.1. Distribución de los stocks de COT, POC y MAC en los horizontes superficiales del suelo

Tanto los stocks de carbono orgánico total (COT), como los de ambos pools funcionales POC y MAC, son significativamente mayores en el uso forestal que en los otros usos, en las dos profundidades de suelo (0-5 cm y 5-20 cm), (Tabla 6. 1). No se observaron diferencias significativas entre el

uso agrícola y el abandonado, a excepción del POC, en el horizonte 5-20 cm, que es mayor en el uso agrícola que en el suelo abandonado.

El cambio de uso de forestal a agrícola supone una reducción, en los 0-20 cm del suelo, del 50% en el COT, que se reparte casi a partes iguales entre las dos fracciones: 51% y 49% en el POC y MAC, respectivamente. En el suelo en recuperación natural, tras el abandono del cultivo, la pérdida respecto al forestal es el 47.4% en el COT, 62.3% en el POC y 42.3% en el MAC. Si consideramos la capa más superficial, que es generalmente la más afectada por los cambios de uso, se observa que el cambio de forestal a agrícola supone una reducción del 45.2% en el COT, 71.2% en el POC y 29.2% en el MAC.

En la *Figura 6.2* se muestra el porcentaje que se ha reducido el stock en los distintos pools considerados (comparando los usos alterados con el forestal de referencia) tanto en superficie como en profundidad.

En conjunto los resultados muestran una disminución muy importante del carbono orgánico total, tras la puesta en cultivo y que la recuperación natural, tras el abandono del cultivo, es muy lenta en condiciones ambientales mediterráneas semiáridas. En concordancia con estos resultados (Albaladejo et al., 1998) observaron una rápida disminución de la materia orgánica, tras la eliminación de la cobertura vegetal en un área forestal del S.E. de España, así como que la tendencia con el paso de los años tras la eliminación de la vegetación fue hacia la estabilización de las pérdidas, pero no observaron síntomas de recuperación del contenido en materia orgánica, llegando a la conclusión de que, en estas condiciones ambientales, la recuperación por vía natural es muy lenta o no llega a producirse.

Los resultados de nuestro estudio sugieren que el tipo de uso que se asigne al suelo, tiene una importancia crucial sobre el contenido y estabilidad del carbono orgánico en las áreas semiáridas. Aunque ha

habido muchos estudios que han demostrado que los cambios de uso implican cambios en los stocks de COT del suelo (Post y Kwon, 2000), existe todavía bastante incertidumbre sobre la magnitud de estos cambios en diferentes regiones del Planeta (Fierer y Schimel, 2003). En nuestro estudio, el stock de COT fue prácticamente el doble en la zona forestal que en los suelos alterados, de modo que una considerable reducción, del orden del 50%, debe ser esperada tras la puesta en cultivo de suelo forestal en áreas semiáridas mediterráneas. En este sentido, (Albaladejo et al., 2012) mostraron que el contenido medio de carbono orgánico, en los 20 cm superiores, en los suelos forestales de la Región de Murcia, es tres veces superior al de los suelos agrícolas. La pérdida en COT de unos 3 kg.m⁻², supone una emisión de unas 100 toneladas por hectárea de CO₂ a la atmósfera. Otros investigadores como (Wiesmeier, Barthold, Blank, y Kögel-Knabner, 2011) han puesto también de manifiesto el papel clave que desempeña el uso del suelo en los stocks de carbono en áreas áridas y semiáridas.

Si consideramos los pools funcionales de carbono orgánico, observamos que, aunque tanto en POC como en MAC se producen reducciones significativas tras la conversión de suelo forestal a uso agrícola, la reducción en POC es mayor que en MAC, y esto se hace más evidente en los 5 cm superficiales. Estos resultados sugieren que las pérdidas de COT, tras la puesta en cultivo de una zona forestal, son debidas mayoritariamente a tres causas: 1) aceleración de la mineralización (oxidación) de la materia orgánica del suelo, debida a la ruptura de los agregados y aumento de la superficie de contacto con el oxígeno del aire; 2) reducción de los aportes de biomasa al suelo, tras el cambio en cobertura vegetal; y 3) aumento de las tasas de erosión del suelo. Es evidente que las causas mencionadas afectan, en mayor medida al POC, más lábil, menos estabilizado y más rápidamente dependiente de

los aportes vegetales que el MAC que es bastante más estable en el suelo. Algunos ejemplos de estas causas, en la Región de Murcia, han sido señalados en otros estudios (Almagro, López, y Albaladejo, 2010; Martínez-Mena et al., 2002). Así mismo, hay algunas evidencias que muestran que la magnitud de estas pérdidas en carbono orgánico del suelo, tras la puesta en cultivo de zonas forestales, podrían ser mayores en áreas semiáridas que en otras zonas más húmedas (Evrendilek, Celik, y Kilic, 2004) (J Albaladejo, Lopez, Boix-Fayos, Barbera, y Martinez-Mena, 2008).

Contrariamente a lo que ocurre con el POC, la reducción del MAC producida por el cambio de uso es más evidente a partir de los 5 cm de suelo (Tabla 6. 1). La reducción del POC por el cambio de uso de suelo es mayor en superficie (70% para ambos usos) que en profundidad (60 y 40% para usos abandonado y agrícola, respectivamente) (figura 6.2.), siendo en ambos casos mayor que la reducción en MAC.

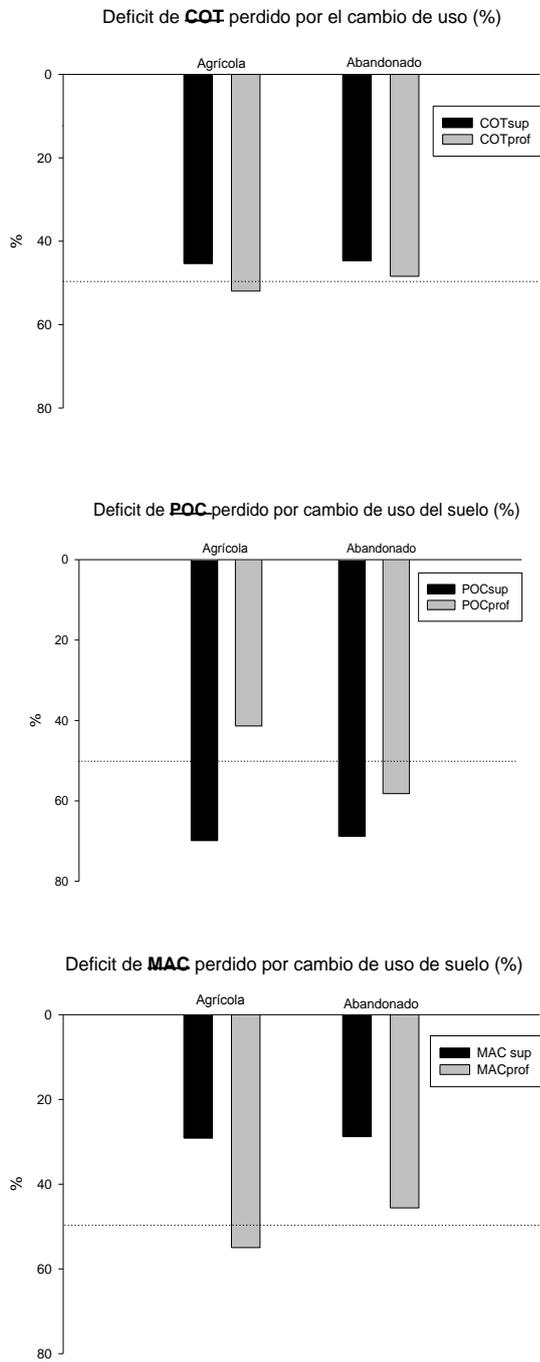


Figura 6. 2. Reducción de COT (A) , POC (B) y MAC (C) con el cambio de uso.

SUPERFICIE	Stock de Carbono orgánico (kg C m ⁻²)		
	COT	POC	MAC
0-5 cm			
Forestal	1.48 ^{a,A} ± 0.04	0.59 ^{a,A} ± 0.05	0.89 ^{a,A} ± 0.04
Abandonado	0.82 ^{b,A} ± 0.03	0.18 ^{b,A} ± 0.01	0.63 ^{b,A} ± 0.02
Agrícola	0.81 ^{b,A} ± 0.04	0.17 ^{b,A} ± 0.01	0.63 ^{b,A} ± 0.03

PROFUNDIDAD	Stock de Carbono orgánico (kg C m ⁻²)		
	COT	POC	MAC
5-20 cm			
Forestal	4.31 ^{a,A} ± 0.26	0.91 ^{a,B} ± 0.04	3.36 ^{a,B} ± 0.02
Abandonado	2.23 ^{b,A} ± 0.16	0.44 ^{b,A} ± 0.05	1.83 ^{b,A} ± 0.01
Agrícola	2.18 ^{b,A} ± 0.11	0.57 ^{c,A} ± 0.04	1.58 ^{b,B} ± 0.09

Tabla 6. 1. Stock de los distintos pools de carbono orgánico por tipos de uso de suelo. Letras minúsculas distintas muestran diferencias entre usos para un mismo pool de carbono, mientras que letras mayúsculas distintas muestran diferencias dentro de cada uso y pool de carbono entre superficie y profundidad.

6.4.2. Distribución de las concentraciones de COT en los perfiles de suelo

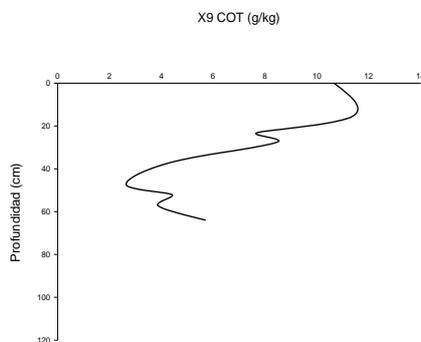
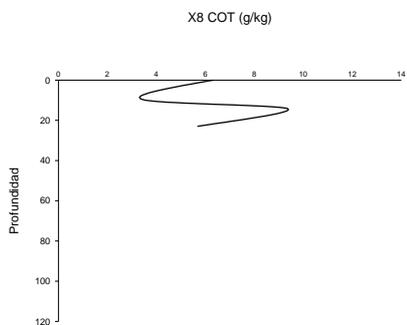
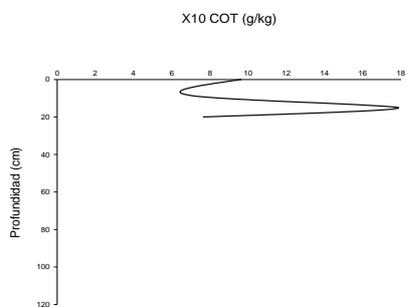
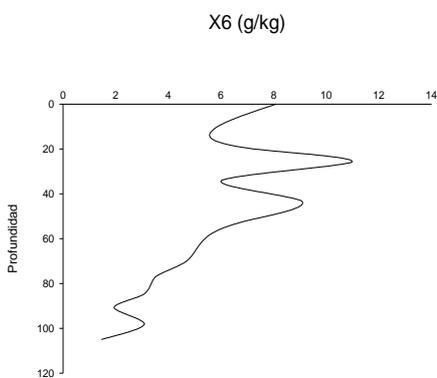
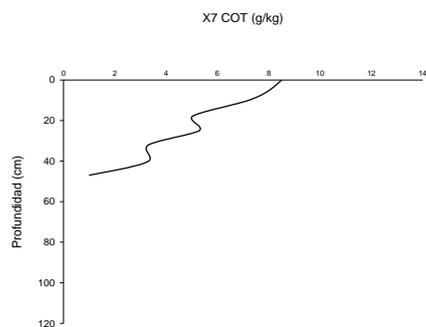
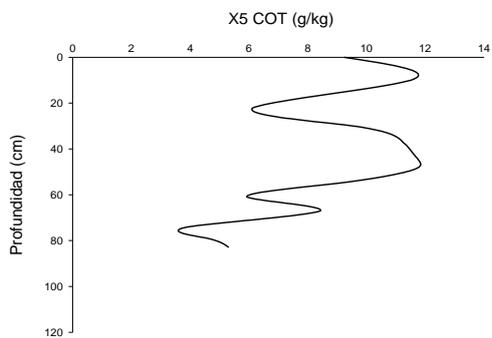
Los perfiles localizados en la zona de sedimentación (X1, X5, X6, X7, X11, X12 y X13) del uso agrícola, alcanzan profundidades entre los 80 y 120 cm. Se observa en éstos una alta variabilidad en las concentraciones de COT en los primeros 20 cm del perfil y un ligero incremento de dicha concentración entre los 40-60 cm. Excepto en los perfiles X5, X6 y X11 donde se observa una reducción del COT del 50% partir de los 50-60 cm de profundidad.

Los perfiles localizados en la parte media (X8, X9, X10) de este uso son menos profundos (solo el X9 sobrepasa los 30cm de profundidad) que los situados en la zona de sedimentación. No obstante también se observa una alta variabilidad en las concentraciones de COT debido, probablemente, al efecto del arado. En el caso del perfil X9, a partir de los 20 cm se observa una reducción del COT de aproximadamente el 50%.

En general, la pauta de distribución del carbono es similar a la encontrada por otros autores (Jobbágy et al., 2000). El COT disminuye a medida que aumenta la profundidad del perfil. Estos ligeros picos de COT entre 40 y 60 cm pensamos que podrían determinar la profundidad máxima que alcanzaron las raíces de vid del cultivo anterior (100 años atrás). En muchos casos las raíces de vid en seco pueden alcanzar los 220 cm de profundidad si la competencia y/o densidad de plantas no es

muy grande (Wakabayashi et al. 1974; Nagarajah 1987). También se podría explicar por la acumulación de CO movilizado tras una sucesión de eventos erosivos quedando enterrado, antes de ser mineralizado, tras episodios posteriores.

En el uso abandonado, donde la profundidad de los perfiles es de 100 cm, se observa una disminución notable de la concentración de carbono desde superficie a los primeros 20cm. La concentración de carbono orgánico se mantiene a lo largo de todo el perfil (perfiles X3, X4 (Figura 6.3)).



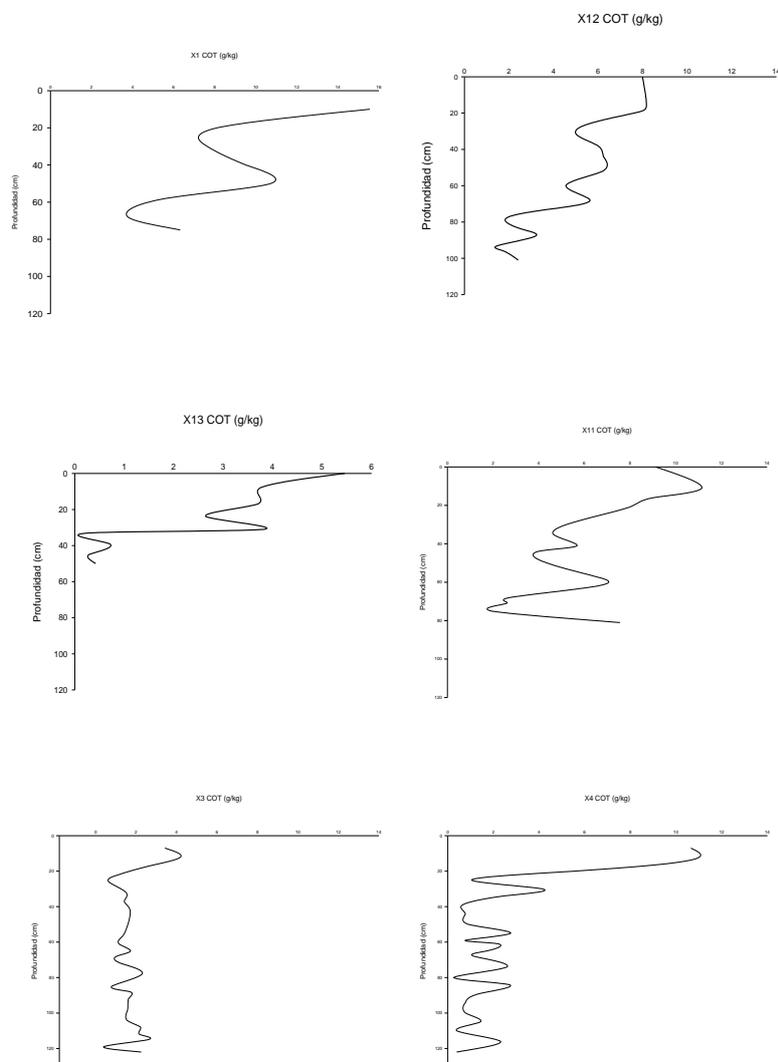


Figura 6.3 Distribución del COT en profundidad. Perfiles localizados en la zona de sedimentación del uso agrícola (X1, X5, X6, X7, X11, X12 y X13). Perfiles localizados en la parte media de la ladera (X8, X9, X10). Los perfiles X3 y X4 pertenecen al uso abandonado.

6.4.3. Stock de COT en los perfiles de suelo

En la figura 6.4 se muestra el stock de carbono para cada uno de los perfiles en los usos agrícola y abandonado. Los valores máximos de stock se encuentran en los perfiles situados en la zona de deposición del uso agrícola con valores entre los 8 y 10 kg C m⁻² en aquellos perfiles con profundidades en torno a 100 cm (X1, X5 y X6). Los valores de stock menores en este uso se corresponden con aquellos perfiles de profundidades por debajo de 30 cm (X8 y X10) y por debajo de 60 cm (X13) con valores en torno a los 2.5 kg C m⁻² localizados en la parte media de la ladera.

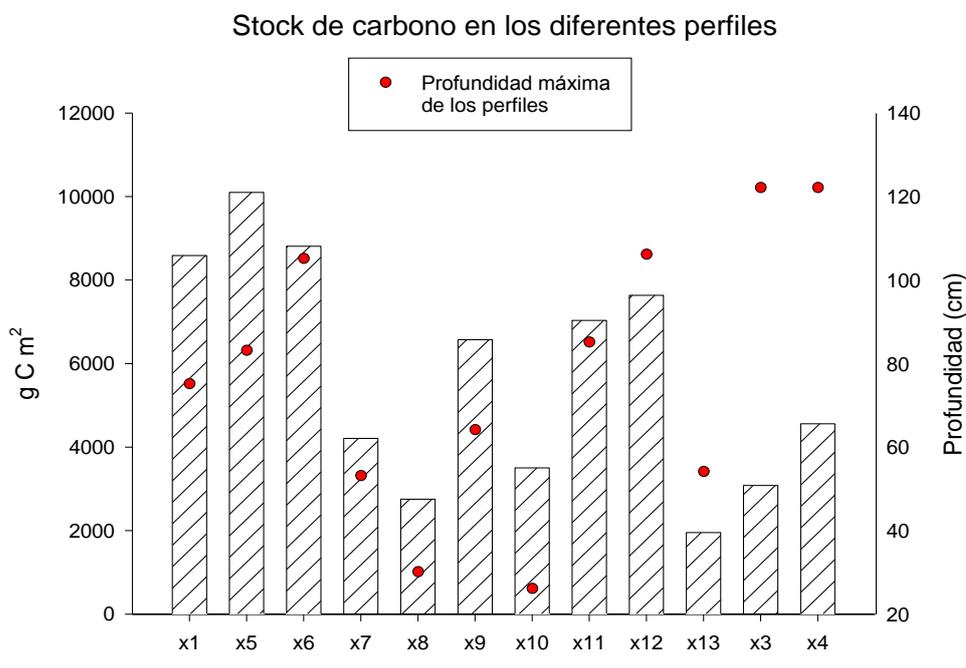


Figura 6.4 Stock de carbono en profundidad.

En los perfiles del uso abandonado (X3 y X4), donde se dan las máximas profundidades (122 cm) encontramos valores próximos a 4 kg C m². El hecho de que en profundidades similares los usos alterados muestren diferentes stocks y que estos sean mayores en el uso abandonado que en el agrícola viene determinado básicamente por la diferencia en los valores de densidad aparente que tienen ambos usos (capítulo 4), dado que las concentraciones de COT en el perfil es similar en ambos usos.

En la *Tabla 6. 2* y *Figura 6. 5* de este capítulo se muestra el porcentaje que el carbono representa del total almacenado en todo el perfil en diferentes intervalos de profundidad (0-20 cm, 20-40 cm, 40-60cm, >60cm). En la mayoría de los perfiles con profundidades mayores de 60 cm entre el 20-40% del stock de carbono se encuentra almacenado en los primeros 20 cm del suelo (0-20cm). En aquellos perfiles donde la profundidad es menor de 60 el stock de carbono acumulado a esta profundidad oscila entre el 40 y el 80% del total almacenado.

Tabla 6. 2. Porcentaje del stock total de carbono orgánico que representa cada intervalo de profundidad.

Perfiles	0-20cm	20-40cm	40-60cm	>60 cm
x1	35,81	26,92	23,81	13,38
x5	27,35	22,91	25,55	24,14
x6	22,15	19,94	29,64	26,99
x7	46,15	43,91	9,83	*
x8	38,98	61	*	*
x9	34,41	40,47	14,44	10,67
x10	82,14	17,81	*	*
x11	29,65	24,51	19,78	263
x12	28,64	19,72	24,59	279
x13	55,43	393	5,45	*
x3	26,71	11,30	14,10	47,74
x4	53,32	12,18	8,21	26,21

Stock de Carbono en los perfiles del suelo. % de carbono por intervalos

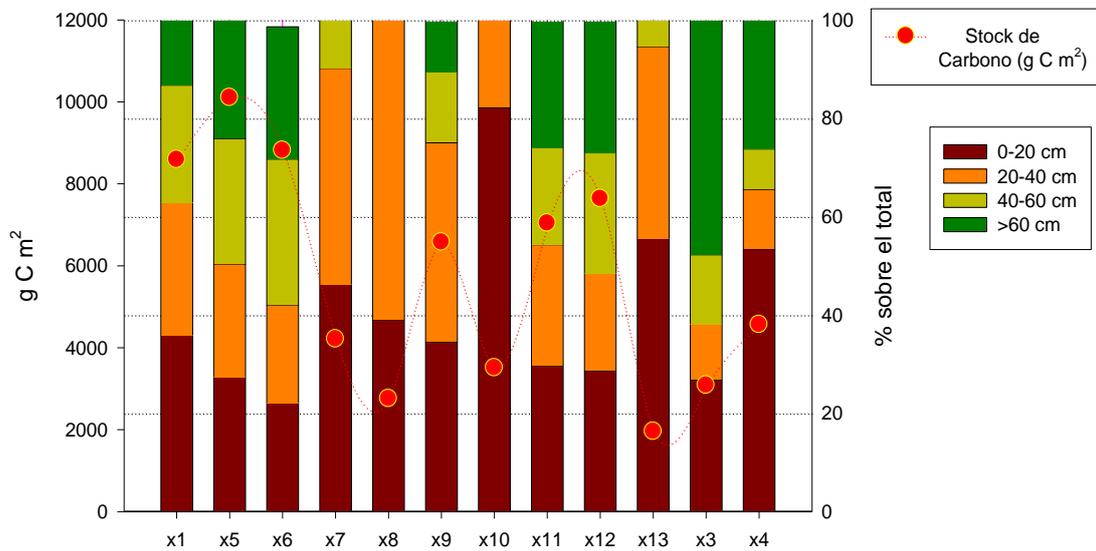


Figura 6. 5. Porcentaje del stock total de carbono en cada intervalo de profundidad.

Como muestran los datos discutidos en el apartado anterior, la conversión de suelo forestal en uso agrícola, supone una importante reducción del COT en los 20 cm superficiales del suelo. Sin embargo, los datos de la , en la que se presentan los stocks de COT en los perfiles completos, muestran que, además del uso, un factor clave para el almacenamiento de carbono, es la profundidad útil del suelo.

El stock de COT, en el perfil de suelo en uso forestal, es del orden de 5.7 kg C m⁻², siendo, por tanto, menor que la mayoría de los suelos en uso agrícola. Evidentemente, esto no implica que una conversión de uso forestal a agrícola podría implicar un aumento en el secuestro de carbono. En primer lugar porque la capacidad de uso agrícola de estos suelos es

prácticamente nula, debido a las limitaciones para las labores mecánicas y la falta de profundidad.

Por tanto, debemos focalizar la discusión de estos resultados en base a la planificación de alternativas, dirigidas al secuestro de carbono, en los suelos de áreas semiáridas. Numerosos estudios (Albaladejo et al., 2012; Batjes, 1996; Rumpel, Eusterhues, y Kögel-Knabner, 2010) predicen que el impacto del cambio climático, sobre el contenido en carbono orgánico del suelo, será mayor en superficie que en profundidad. En consecuencia, las estrategias de secuestro y estabilización de carbono en el suelo, deberían dirigirse, preferentemente, a la acumulación de una gran parte en el subsuelo. Ha sido ampliamente demostrado que, tanto la reforestación de áreas de montaña con vegetación degradada, como la adopción de buenas prácticas de manejo en tierras agrícolas, pueden ser alternativas viables para el secuestro de carbono en el suelo (Freibauer, Rounsevell, Smith, y Verhagen, 2004) y ambas conducen, adicionalmente, a beneficios añadidos de tipo ambiental y socio-económico. Teniendo en cuenta la gran cantidad de factores, de tipo físico y económico, que afectan a la selección de alternativas, es razonable pensar que, las mejores opciones para el secuestro de carbono, cambiarán con las condiciones específicas de cada lugar.

La distribución vertical de los stocks de carbono en los suelos de la Región de Murcia (Juan Albaladejo et al., 2012b), muestra que el carbono orgánico del subsuelo (> 40 cm de profundidad) en las áreas forestales, representa sólo el 4.4 % del carbono orgánico total de la Región, mientras que en el subsuelo de las áreas agrícolas se acumula el 17.8 %. Esto se debe al hecho de que los suelos forestales, en las regiones áridas y semiáridas, están mayoritariamente confinados en zonas de montaña, en las que la capacidad potencial del suelo, para el secuestro de carbono, está

restringida por la escasa profundidad del perfil debido a la aparición de la roca madre muy próxima a la superficie. En estas situaciones, la doble opción de secuestro de carbono y mejora de la productividad del suelo, mediante la implementación de adecuadas prácticas de manejo en suelos agrícolas, podría ser, tanto ambiental como económicamente, más rentable que la reforestación, a no ser que ésta se lleve a cabo en suelos profundos de áreas marginales. Como indican (Álvaro-Fuentes, Easter, y Paustian, 2012), en las condiciones de cambio climático actual, los suelos agrícolas españoles pueden ser potenciales sumideros de carbono atmosférico. Hay que tener en cuenta que, aunque los suelos forestales almacenan más cantidad de carbono por peso de suelo, la capacidad potencial de los suelos agrícolas para el secuestro de carbono es mayor, debida a la mayor profundidad de sus perfiles y al menor grado de saturación en carbono orgánico. Esta sugerencia puede ser ampliamente aplicable a otras áreas del Planeta, dado que los Leptosoles constituyen el grupo de suelos más extendido en la superficie de la Tierra, especialmente en áreas áridas y semiáridas (Bartholomeus et al., 2008). El aumento de 1 tonelada en el stock de carbono de un suelo agrícola degradado, puede aumentar el rendimiento del cultivo de cereal en 20-40 kg.ha⁻¹ (Lal, 2004).

Tabla 6. 3. Stock de carbono en kg C m⁻² en los diferentes perfiles del suelo

Profundidad (cm)	Uso Forestal	Uso Agrícola										Uso abandonado
		Perfil 1	Perfil 5	Perfil 6	Perfil 7	Perfil 8	Perfil 9	Perfil 10	Perfil 11	Perfil 13	Perfil 3	Perfil 4
0-10	3.03	1.97	1.24	1.09	1.15	0.87	2.26	1.16	1.22	0.60	0.33	0.99
11-20	5.75	1.10	1.51	0.77	0.79	0.20		1.71	1.40	0.47	0.48	1.44
21-30	*	1.02	1.28	0.59	0.77	1.67	1.46	0.62	0.60	0.36	0.11	0.36
31-40	*	1.27	1.03	1.16	1.07	*	1.19	*	1.11	0.39	0.23	0.18
41-50	*	1.42	1.84	0.74	0.32	*	0.48	*	0.96	0.08	0.12	0.13
51-60	*	0.62	0.73	1.86	0.08	*	0.46	*	0.42	0.02	0.31	0.24
61-70	*	0.53	1.17	0.75	*	*	0.69	*	0.98	*	0.20	0.21
71-80	*	0.61	0.38	0.46	*	*	*	*	0.26	*	0.26	0.24
81-90	*	*	0.87	0.39	*	*	*	*	0.57	*	0.15	0.25
91-100	*	*	*	0.45	*	*	*	*	*	*	0.22	0.12
101-110	*	*	*	0.30	*	*	*	*	*	*	0.25	0.13
111-120	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.25	0.19
121-130	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.09	0.03
TOTAL	8.78	8.54	10.05	8.56	4.18	2.74	6.54	3.49	7.52	1.92	3.00	4.51

6.5 conclusiones

- ❖ El stock de COT, POC y MAC es, tanto en superficie como en profundidad, significativamente mayor en el uso forestal que en los usos alterados (Abandonado y agrícola) al igual que ocurrió con las concentraciones de carbono orgánico.
- ❖ El cambio de uso (tanto de forestal a agrícola como de forestal a abandonado) supuso una reducción de aproximadamente el 50% en el stock de COT en los veinte primeros centímetros del suelo (con pérdidas ligeramente mayores en POC que en MAC en ambos casos).
- ❖ El cambio de uso (tanto de forestal a agrícola como de forestal a abandonado) supuso una reducción más acusada del POC (~70%) que del MAC (~35%) en superficie. Sin embargo, en términos de stock total, la reducción por cambio de uso fue similar en los primeros veinte centímetros de suelo.
- ❖ Tras la puesta en cultivo se observa una reducción importante del carbono orgánico total. Y tras el abandono del cultivo, el sistema en “recuperación natural” en las condiciones ambientales mediterráneas semiáridas en las que nos encontramos, tardaría muchos años en incrementar sus niveles de carbono orgánico total.

- ❖ Las pérdidas de COT, tras la puesta en cultivo de una zona forestal, son debidas mayoritariamente a tres causas: 1) aceleración de la mineralización (oxidación) de la materia orgánica del suelo, debida a la ruptura de los agregados y aumento de la superficie de contacto con el oxígeno del aire; 2) reducción de los aportes de biomasa al suelo, tras el cambio en cobertura vegetal; y 3) aumento de las tasas de erosión del suelo. Estas causas afectan, en mayor medida al POC, más lábil, menos estabilizado y más rápidamente dependiente de los aportes vegetales que el MAC, que es bastante más estable en el suelo. Contrariamente a lo que ocurre con el POC, la reducción del MAC producida por el cambio de uso es más evidente a partir de los 5 cm de suelo.

- ❖ Los suelos forestales, en las regiones áridas y semiáridas, están mayoritariamente confinados en zonas de montaña, en las que la capacidad potencial del suelo, para el secuestro de carbono, está restringida por la escasa profundidad del perfil debido a la aparición de la roca madre muy próxima a la superficie. En estas situaciones, la doble opción de secuestro de carbono y mejora de la productividad del suelo, mediante la implementación de adecuadas prácticas de manejo en suelos agrícolas, podría ser, tanto ambiental como económicamente, más rentable que la reforestación, a no ser que ésta se lleve a cabo en suelos profundos de áreas marginales.

Capítulo 7

EFECTO DE LOS USOS
DE SUELO EN EL
CARBONO
TRANSPORTADO POR
EROSION HÍDRICA

7.1 Introducción

7.1.1. *Papel de la erosión en la dinámica del carbono*

Uno de los cambios más importantes que ocurren, cuando un sistema forestal se transforma en agrícola es la reducción en el suelo del carbono orgánico. En primer lugar, las entradas de carbono en ecosistemas agrícolas son menores que en los ecosistemas forestales de referencia y en segundo lugar determinadas prácticas de manejo agrícola pueden acelerar la descomposición de ésta por: i) crear condiciones que conducen a una mayor actividad biológica (Gregorich et al., 1998) y ii) por el incremento de la temperatura del suelo tras la remoción de la vegetación (West et al, 1994; Martínez-Mena et al., 2002; Almagro et al., 2009).

Muchos autores han aportado pérdidas de materia orgánica resultantes de la puesta en cultivo de las tierras no alteradas antrópicamente (bien sean praderas o bosques) en un amplio rango de condiciones climáticas y para diferentes años desde la puesta en cultivo; como por ejemplo (Davidson y Ackerman, 1993) (Malo et al., 2005) que aportan pérdidas de materia orgánica entre el 20-40% desde la conversión de un suelo no arado a un suelo agrícola. *Voroney et al. (1981)* encuentran un descenso del 36% del carbono orgánico en un perfil del suelo de una pradera después de 70 años de cultivo. Otros autores aseguran que el stock de carbono en suelos cultivados puede decaer de 30 a 50% de su nivel original después de 50 o 100 años de cultivo (Schlesinger, 1986).

Una de las diferentes formas en las que el carbono se moviliza en los campos agrícolas es asociado al sedimento. La erosión reduce el total de carbono en el suelo, favoreciendo su degradación y reduciendo su productividad mediante la remoción y deposición de los sedimentos ricos en carbono (Gregorich et al., 1998). La erosión del suelo es uno de los procesos más perseverantes de degradación, afectando y estimado en 1100 Mha como resultado de la erosión mundial (*Oldeman, 1994*) y transportándose de 20 a 25×10^9 Mg de suelo al océano anualmente (Brown, 1984). De acuerdo con *Jachinte et al., (2001)* el carbono orgánico contenido en los sedimentos y el material erosionado es más del doble que el original de los suelos. El mismo autor estima que 5.7 Pg de Carbono orgánico del suelo es removido anualmente por erosión hídrica en los ecosistemas terrestres. Aunque algunos autores (*Smith et al., 2001; Mc Carty and Ritchie, 2002, Berhe et al., 2007*) sostienen que la retención del carbono en los ecosistemas terrestres y acuáticos podrían contribuir al secuestro de carbono, otros, (*Anderson et al, 1986, Beyer et al., 1993; Zhang et al., 2006*) indican que esos materiales contienen fracciones de carbono lábil, el cual, bajo condiciones aeróbicas pueden tender a mineralizarse.

La erosión hídrica juega pues un papel importantísimo en la redistribución del carbono por la superficie terrestre, así como en su traslado hacia los ecosistemas acuáticos (*Jacinthe, Lal, Owens, y Hothem, 2004b*). El impacto total de la erosión antrópica en el ciclo del carbono según permanece en controversia, y la evaluación del impacto de esta depende de la escala considerada en cada estudio (*Van Noordwijk, 1999*). Según la escala utilizada entraran en juego unos factores erosivos u otros. Los procesos erosivos que se producen a escala de cuenca no son comparables a los que se producen a escala de parcela. A escala de parcela

la velocidad de los flujos está condicionada por el propio tamaño de la parcela, y la interconexión de flujos es menor. En las parcelas no suelen existir zonas llanas que frenen o reduzcan la escorrentía y faciliten el drenaje subsuperficial. En cambio, a escala de cuenca podemos encontrar un amplio rango de pendientes en el terreno que, en función de su clasificación pueden favorecer o dificultar la escorrentía y el consiguiente depósito de sedimentos ricos en carbono. En estas zonas generadoras y receptoras de sedimentos será donde mediante análisis cuantitativos y cualitativos del carbono ahí almacenado podremos establecer “*áreas fuente*” y “*áreas sumidero*” de carbono y determinar el stock de carbono almacenado en un momento concreto.

En áreas semiáridas mediterráneas, donde la erosión es una de las principales causas de la degradación del suelo (Foss, 2009), existen algunos trabajos que ratifican la contribución de la erosión hídrica en la dinámica del carbono orgánico transportado en los sedimentos después de un cambio de uso del suelo. Pocos estudios existen sobre el destino del carbono orgánico movilizado por erosión hídrica y la contribución de éste a las pérdidas de suelo debido al cambio de uso en áreas Mediterráneas semiáridas. Además la cuantificación de tales pérdidas de C han formado parte, frecuentemente, de estudios de pérdidas de nutrientes en parcelas de escorrentía del suelo, o formando parte de estudios en parcelas de erosión (Owens et al., 2002)). Sin embargo, en muy pocos de estos trabajos (incluso en áreas semiáridas) la pérdida de carbono orgánico en el suelo debida a la erosión ha sido el foco central del estudio y en muy pocos de ellos se han evaluado los diferentes “pools” de carbono movilizados por erosión (destacar a escala de cuenca el trabajo de Boix-Fayos et al., 2009).

Los niveles superficiales de carbono orgánico en el suelo no son solo un buen indicador de la fertilidad del suelo, sino que además dan una idea de su estabilidad frente a procesos erosivos. En los últimos 40 años, cerca de un tercio de los suelos agrícolas del planeta han dejado de ser productivos para usos agrícolas debió a la erosión (Pimentel et al., 1995). En el continente Europeo, la erosión afecta actualmente a unos 157 millones de hectáreas (16% de la superficie europea). La tasa media de erosión de los suelos agrarios de Europa, cuantificada en 17 toneladas por hectárea y año (Troeh, 1993) supera ampliamente la tasa media de formación del suelo (una tonelada por hectárea y año).

Es sabido que el ámbito mediterráneo es una de las zonas más afectadas por los fenómenos erosivos. En España, del 50 al 70% del suelo agrícola está catalogado con un riesgo de moderado a alto de erosión (Secretaría de medio ambiente, MOPU, 1991). Hay que destacar que esta erosión, que en los estudios más focalizados en la cuantificación de pérdida de suelo se entendía como “solamente” pérdida de suelo, hoy en día deberíamos entenderla también como pérdida de materia orgánica.

7.1.2. Efecto de las características de la lluvia sobre la dinámica del carbono transportado por erosión

Los sedimentos en suspensión están enriquecidos en carbono orgánico. En la literatura hemos encontrado una gran variabilidad de razones de enriquecimiento (RE) del carbono en el sedimento. *Valores* entre 1.5 y 3 han sido obtenidos por algunos autores (Palis et al., 1997; Starr et al., 2000; Martínez-Mena et al., 2002; Jin et al., 2008), pero incluso valores de 5 han sido observados en suelos inicialmente pobres en

carbono orgánico (Avnimelech y Mchenry, 1984). De acuerdo con Palis et al., (1997) y Polyakov y Lal, (2004) grandes RE son también resultado de la distribución no homogénea de nutrientes entre partículas de varios tamaños. La razón de enriquecimiento tiende a ser mayor para suelos más agregados con altas concentraciones en arcillas que para suelos menos agregados y con texturas más gruesas. En cualquier caso, de todos estos estudios se desprende que Los sedimentos en suspensión están enriquecidos en carbono orgánico aunque el papel que juegan las características de las precipitación en este mecanismo de enriquecimiento esta aun poco claro.

Diferentes resultados relacionados con las características de las precipitaciones y el carbono que se ha movilizado en cada uno de los eventos erosivos se obtienen de la bibliografía (Strickland et. al., 2005; Truman et al, 2007; Polyakov y Lal, 2004; Jacinthe et al, 2004; Jin et al., 2009). En general, todos coinciden en afirmar que las características de la precipitación más relacionadas con la movilización de carbono son la intensidad y la duración de la misma. Autores como Jacinthe et al., (2004), Palis et al., (1994), Bajracharya et al, (1998), Schiettecatte et al., (2008) han encontrado altos contenidos de carbono orgánico en los sedimentos transportados en tormentas de baja intensidad; por el contrario, otros autores como Ramos y Martínez-Casnovas, (2006) han encontrado en sus estudios una mayor contribución al transporte final de carbono orgánico en los sedimentos relacionada con eventos de alta intensidad, los cuales tienen suficiente energía para arrancar y transportar partículas donde los nutrientes están blindados.

Las diferencias entre intensidades constantes y variables dentro de un mismo evento de precipitación en relación con el tipo de carbono que se

moviliza también ha sido estudiado. Strickland et al., (2005) encontraron mayores picos de carbono y mayores tasas de enriquecimiento durante la primera mitad de un evento variable que durante eventos de intensidad constante. Frauenfeld y Truman, (2004) interpretaron, por sus observaciones, que el sedimento total está limitado por el transporte en eventos de intensidad constante mientras que está limitado por ambos, disgregación y transporte en eventos de intensidad variable. Otras aportaciones interesantes sobre el papel de la intensidad de las precipitaciones sobre el enriquecimiento mayor o menor en carbono de los sedimentos erosionados son las que aportan otros autores (Wan y El-Swaify, 1998; Palis et al., 1997, Polyakov y Lal, 2004; Jin et. al, 2009) que explican cómo conforme pasa el tiempo en un evento los sedimentos están menos enriquecidos en carbono orgánico dado que los agregados más finos y ricos en carbono orgánico se movilizan al principio del evento. En general, todas estas investigaciones ponen de manifiesto la importancia de tormentas cortas y de alta intensidad en las cuales se moviliza el carbono asociado con los sedimentos (Strickland et al., 2005).

El enriquecimiento del carbono orgánico del suelo en el sedimento es frecuentemente atribuido a una pobre descomposición no cohesiva de los fragmentos de plantas (Ghadiri y Rose, 1991), donde a pesar de su baja concentración en el suelo, son transportados preferentemente debido a su baja densidad. De esta forma, Jacinthe et al, (2004) muestra que el carbono movilizado durante precipitaciones de baja intensidad fue 2.5 veces más lábil que el carbono movilizado durante tormentas de alta energía. De acuerdo con Polyakov y Lal, (2008) de todo el carbono orgánico del suelo removido o desplazado por erosión, más del 44% se pierde por escorrentía a ecosistemas acuáticos, y del 56% restante que permanece en la cuenca el 15% es potencialmente mineralizado. Estos

autores encontraron relaciones entre los ratios de mineralización y el tamaño de los agregados; así agregados entre 0.5-1.0 mm mostraban ratios de mineralización nueve veces mayores que los observados en agregados menores de 0.050 mm. Este comportamiento lo atribuyeron a: i) una distribución no homogénea del carbono lábil dentro de los agregados, siendo la concentración de carbono mayor en los macro que en los microagregados; ii) al diferente grado de protección física dentro de los agregados. Pérdidas de carbono de los macroagregados son usualmente más rápidas que las de los microagregados, debido al menor efecto de protección de los procesos biofísicos y químicos (Jastro y Miller, 1998). Además, el carbono orgánico que une los microagregados para formar macroagregados es una fracción lábil y es muy sensible al cambio de usos y al cultivo (Shrestha, 2007). Una revisión de la literatura disponible indica que diferentes usos de suelo tienen un efecto fuerte en las propiedades del suelo, especialmente en la agregación y la dinámica del carbono orgánico del suelo. La conversión de suelos forestales a otros usos resulta en un aumento de la densidad aparente, descenso de conductividad hidráulica, y una alta susceptibilidad para ser erosionado (Jacinthe et al., 2004a). Así mismo este cambio se traduce en acelerar la degradación del suelo y el descenso de la concentración de carbono orgánico en el mismo (Lal y Kimble, 1997).

Las pérdidas de materia orgánica resultantes de la puesta en cultivo de las áreas nativas en un amplio rango de condiciones climáticas y para un número diferente de años desde la conversión y escalas están en la literatura (Voroney et al., 1981; Schlesinger, 1986; Malo et al., 2005; Boix et al., 2009). Sin embargo, existe una laguna de información en los mecanismos y magnitudes del carbono orgánico del suelo asociado con los agregados y el tamaño de partículas bajo diferentes usos de suelo

(Shrestha, 2007). Muchos de los estudios encontrados en la literatura que relacionan enriquecimiento de carbono orgánico, características de la precipitación y tipo de partículas transportadas han sido realizadas con simulaciones de lluvia, bien en laboratorio (Jacinthe et al., 2002, 2009; Polyakov y Lal, 2004; Jin et al., ; o en el campo (Truman et al., 2009; Jin et al., 2008). El problema con éstas aproximaciones es la representatividad de las condiciones de campo y la adecuación de los datos obtenidos, en condiciones muy específicas, a ser extrapolados a otras escalas. De este modo, la monitorización bajo condiciones naturales de precipitación y durante un largo periodo de tiempo pueden ayudar a desarrollar modelos de diagnóstico que mejoren el entendimiento de los mecanismos finales y los procesos que afectan a la erosión induciendo pérdidas de carbono orgánico en el suelo. Si este tipo de estudios se llevan a cabo en diferentes condiciones climáticas podremos mejorar nuestra habilidad para cuantificar el impacto de la erosión hídrica en el ciclo global de carbono (Jacinthe et al., 2004).

En este capítulo se determina el efecto de los cambios de uso en la erosión así como en la movilización del carbono asociado al sedimento. De igual manera, se analizan las formas de carbono que se movilizan predominantemente por erosión y como afectan las características de las lluvias a dicha movilización. Por último se pretende dar una visión de la contribución de la erosión a las pérdidas de carbono en el suelo y el efecto de los cambio de uso en este proceso.

7.2 Métodos analíticos

Como se ha explicado en el capítulo 2 para abordar los objetivos de este trabajo, relacionados con la cuantificación de la erosión y del carbono asociado, se instalaron parcelas cerradas de erosión de 16m² (en los usos forestal y agrícola) y cajas Gerlach (en el uso abandonado).

7.2.1 determinación de la concentración y cantidad total de sedimento

Para la obtención de la concentración total de sedimento tras cada evento de precipitación, se toman cinco alícuotas de 1 litro a diferentes profundidades tras la homogeneización del agua (remoción constante de la misma) del depósito localizado al final de la parcela de erosión. Estas cinco alícuotas son llevadas al laboratorio, secadas en la estufa a 60° C y pesadas posteriormente. La concentración final de sedimento será el promedio de las concentraciones de las cinco alícuotas. La cantidad total de sedimento se obtiene multiplicando la concentración final por la escorrentía total producida en cada parcela. En el uso abandonado se construyó un modelo digital del terreno con resolución de 0.25 m para delimitar el área de drenaje de cada una de las trampas de sedimentos (cajas Gerlach) y así poder calcular la escorrentía total producida en cada uno de los eventos y por tanto el sedimento total. Las áreas de drenaje calculadas fueron similares a la superficie de las parcelas cerradas en los otros usos.

7.2.2. Determinación del carbono orgánico y distintos “pools” de carbono en los sedimentos

Carbono orgánico en el sedimento

Una vez cuantificada el agua de escorrentía y tomadas todas las alícuotas para los análisis mencionados, se recoge un cubo de 11 litros con el máximo de sedimento posible para su posterior secado y análisis del carbono orgánico total del sedimento. Una vez en el laboratorio la muestra es secada a 60°C y analizada con la misma técnica descrita en el capítulo 5.

Además del carbono orgánico total en todos los sedimentos producidos en cada evento, los diferentes “pools” de carbono: carbono orgánico particulado (POC) y mineral asociado (MAC) también fueron analizados en los eventos que se disponía de cantidad suficiente de sedimentos. La metodología empleada en el análisis de POC y MAC ha sido la misma que la empleada para el análisis de dichos “pools” en el suelo descrita previamente en el capítulo 5 de esta memoria. El total de carbono exportado durante cada evento se ha obtenido por el producto de la erosión en cada parcela (g suelo perdido) y la concentración de carbono en el sedimento (g C kg⁻¹) más el producto de la escorrentía (L) y la concentración del carbono soluble en agua (mg L⁻¹).

Carbono orgánico disuelto en el agua de escorrentía

Para la determinación del carbono orgánico disuelto en el agua de escorrentía se toma una alícuota de 50 ml en los depósitos previo a la remoción señalada anteriormente. Esta alícuota, ya en laboratorio e inmediatamente tras la recogida, se filtra con una bomba de vacío con el fin de eliminar las impurezas (material vegetal flotante) y proceder a su análisis tal y como ha sido descrito en el capítulo 5 de esta memoria.

7.2.3. Determinación del tamaño efectivo de partícula y la textura del sedimento

La muestra utilizada para determinar el tamaño efectivo del sedimento se toma directamente del depósito cuando éste está ya homogeneizado. Para este análisis tomamos una alícuota de 250 ml. El análisis del tamaño efectivo se obtiene mediante un analizador de partículas Láser (Coulter LS 500). La muestra se introduce en estado líquido en el analizador tal cual la obtenemos del campo. El único tratamiento previo es el filtrado por un tamiz de luz 5 mm de luz para la eliminación de posibles elementos vegetales en suspensión.

El análisis de la textura se realiza igual que el de tamaño efectivo pero previa eliminación de la materia orgánica mediante peróxido de hidrogeno y la dispersión del suelo con hexametáfosfato sódico (ver detalle en capítulo 4).

7.3. Resultados y discusión

7.3.1. Características de la Precipitaciones

El total de precipitación registrado en el periodo de estudio (septiembre -2005 a diciembre-2009) fue de 1346.71 mm, con una precipitación media por evento de 20.71 mm (77 días de lluvia). El evento de mayor precipitación se registró el 9/11/2006 con 78 mm, mientras que la intensidad máxima en treinta minutos (I30) se produjo en el año 2005 con un valor de 43.19 mm h⁻¹. En el resto de años las I30 registradas oscilaron entre 14 y los 25 mm h⁻¹.

De los cuatro años de datos pluviométricos completos que tenemos registrados, fue en el año 2008 donde se registró el máximo de precipitación total, con 384.22 mm, seguido de 2006 y 2009 con 376.15 y 322.82 mm, respectivamente. El año donde se registró el menor valor de precipitación anual fue el 2007 con 169.65 mm. Hemos contrastado con estaciones pluviométricas próximas la validez de este valor de precipitación anual en 2007. Tomando como referencia las estaciones meteorológicas de Cehegín (fuente IMIDA_SLAM), y coincidiendo con nuestros datos, el año 2007 registró un 45% menos de precipitación que los años 2006, 2008 y 2009.

	2005* (n=5)	2006 (n=18)	2007 (n=20)	2008 (n=15)	2009 (n=19)
Pp. Total .	78.37	376.15	169.65	384.22	322.82
Media .	15.67	22.12	16.96	25.61	18.98
Mínima .	3	4.60	35.00	2.12	0.80
Máxima .	30.99	78.00	7.60	69.80	58.20
I30 máxima .	43.19	22.80	23.20	25.06	14.00
I30 mínima .	19.55	8.4	9.65	11.52	5.15
I24 máxima .	95.99	71.99	84.00	98.90	60.00
I24 mínima .	46.43	22.86	52.49	36.23	21.99

Tabla 7. 1. Precipitaciones e intensidades por año. Precipitación (mm), Intensidades máximas (I30 e I24; mm h-1). * Año incompleto.

7.3. 2. Respuesta hidrológica y erosiva en los distintos usos

En este apartado hay que mencionar que en el uso abandonado tenemos una serie de datos más corta de escorrentía y erosión que en el forestal y agrícola debido al “desbordamiento” en algunas ocasiones de las trampas Gerlach. Así pues a lo largo de este capítulo, cuando se establecen relaciones de precipitación, escorrentía y erosión entre los tres usos (forestal, agrícola y abandonado) se han tenido en cuenta únicamente los eventos donde disponemos datos de una misma variable en los tres usos. Para las comparaciones entre los usos forestal y agrícola, si ha sido posible utilizar todos los eventos computados (77).

Los 77 eventos de precipitación registrados, para todos los usos, durante el periodo de estudio se han distribuido de manera similar en los cuatro años completos de registro. La media de eventos de precipitación registrados por año completo es de 18 eventos. El año 2007, a pesar de ser el año en el que menores valores de precipitación anual se registraron, coincide con el año de mayor número de eventos.

Un 63% y un 67% de los eventos de precipitación registrados han generado escorrentía en el uso agrícola y forestal, respectivamente. Un 75% aproximadamente de los eventos generadores de escorrentía han producido también erosión en ambos usos (periodo 2005-2009). Para la zona abandonada, y en el año 2007 (donde tenemos un año completo de escorrentía y erosión) los eventos de precipitación que generaron escorrentía fueron el 30% (la mitad de los que se produjeron en el forestal y agrícola en ese mismo año) generándose erosión en un 100% de los mismos (*Tabla 7.2*).

Dada la variabilidad de las tormentas y la respuesta hidrológica de los diferentes suelos, un solo evento de precipitación, extremo o no, puede condicionar toda la serie climática disponible en muchos años; de ahí que haya que tener cuidado con las interpretaciones de datos pluviométricos en los totales anuales. Considerando la distribución irregular de las precipitaciones que presentan los climas mediterráneos hemos creído oportuno analizar la distribución estacional de nuestras precipitaciones e intensidades (I30) junto con los valores de erosión (*Figura 7.1*).

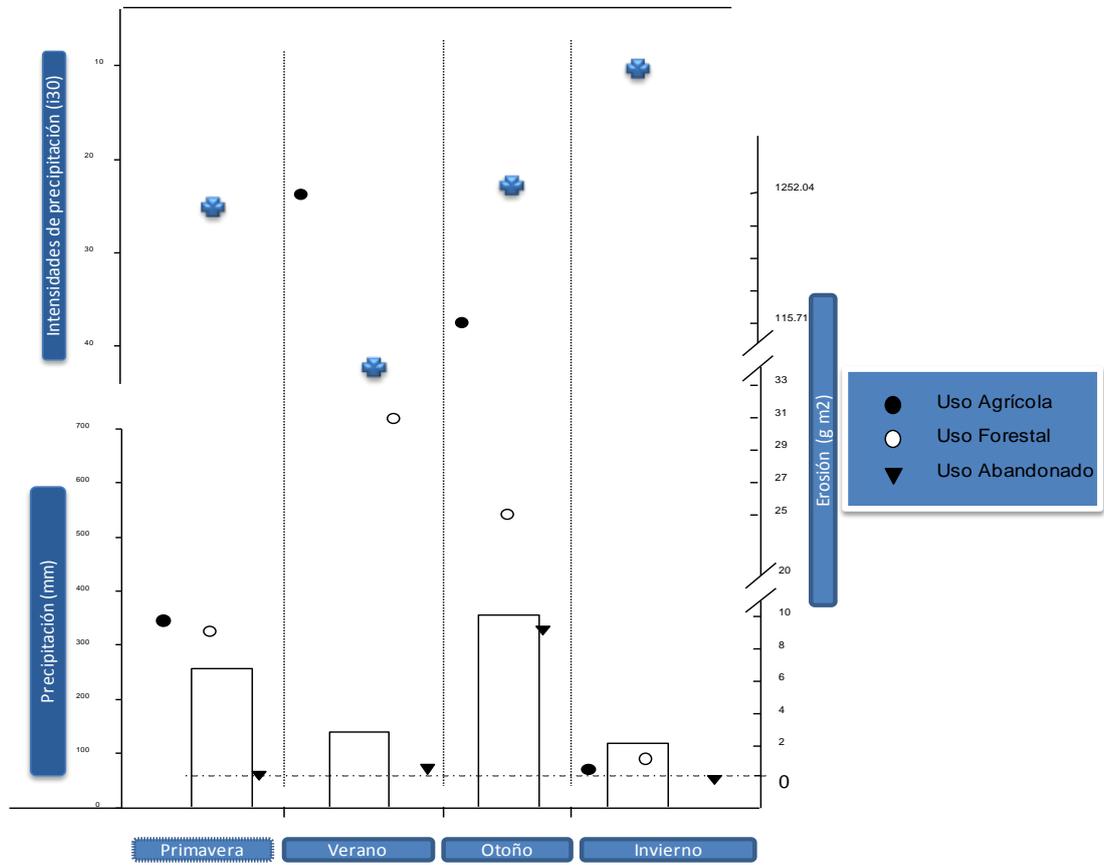


Figura 7. 1. Distribución por estación del año de precipitación, intensidad (I30) y erosión en los diferentes usos del suelo. \square Intensidad de precipitación (I30); [\bullet ; \circ ; \blacktriangledown] Erosión (g m²) en los diferentes usos.

Tabla 7. 2. Eventos de precipitación y escorrentía por año en cada uso de suelo

	Eventos de precipitación	Eventos generadores de escorrentía			Eventos erosivos		
		Forestal	Abandonado**	Agrícola	Forestal	Abandonado**	Agrícola
2005*	5	5	-	5	5	-	5
2006	18	16	5	16	14	9	12
2007	20	10	6	10	9	6	8
2008	15	15	2	13	7	-	7
2009	19	6	-	5	5	-	4
Total	77	52	13	49	40	15	36

* Período 9/9/2005 al 31/12/2005.

** Período 24/04/2006 a 22/05/2008.

El comportamiento de nuestra serie de datos de precipitaciones presenta un máximo de las mismas en primavera y otoño, con un mínimo acusado en la época estival, pero con intensidades de precipitación elevadas y de corta duración, tal y como son comunes en ambiente semiárido (López-Bermúdez, 1990; Summer et al., 1993; Quereda, 1994; Romero et al 1998-1999; Martínez-Mena et al 2001). Es en verano donde observamos nuestros máximos de erosión para los usos agrícolas y forestal (152.04 g m⁻² para la zona agrícola y 31.50 g m⁻² en la zona forestal) fruto de las características específicas de este tipo de eventos. En verano y otoño es donde mejor se marcan las diferencias erosivas entre usos, debido a que es en estos periodos cuando se dan ese tipo de eventos de más intensidad. Los valores de escorrentía son tres veces mayores en el uso agrícola que en el forestal en la época estival y el doble en otoño.

En la *tabla 7.3*, se muestran las tres máximas I30 obtenidas en cada estación del año y el porcentaje de precipitación que generan esos tres eventos. Es en la época estival cuando se producen los eventos de mayor intensidad (I30). Solo tres eventos de precipitación generan el 47% de la precipitación total en verano (aun siendo esta época en la que menor volumen de precipitación se registra). Los mayores registros de precipitación los encontramos en otoño, donde las precipitaciones que se producen son abundantes pero de baja intensidad. En general, existe una amplia variabilidad de las precipitaciones y las intensidades de la precipitación (I30) juegan un papel importantísimo en la respuesta erosiva del suelo como hemos comentado anteriormente

La respuesta hidrológica y erosiva de un suelo está condicionada tanto por las propias características de las precipitaciones como por el uso del suelo. En nuestro caso, tal y como se expone en la *tabla 7.2*, no todos los eventos de precipitación que hemos registrado han generado escorrentía y/o erosión. La tasa de escorrentía total obtenida en el uso agrícola (107.40 mm) es el doble que la obtenida en el uso forestal (57.57 mm) para todo el periodo de estudio (2005-2009). Los valores medios de escorrentía por uso son de 2.23 mm el uso agrícola y 1.07 mm para el uso forestal.

Evaluando los eventos que generaron no solo escorrentía, si no también erosión en los diferentes usos podemos observar que a pesar de que el número de eventos que generaron escorrentía fue ligeramente superior en la zona forestal respecto a la agrícola, no ocurrió igual en el total de escorrentía siendo aproximadamente 2 veces mayor en la zona agrícola que en la zona forestal, ni en el total de los sedimentos registrados que fue 5 veces superior para el uso agrícola comparado con el uso forestal. La concentración media del sedimento, para todo el periodo de estudio, fue mayor en el uso agrícola (prácticamente el doble) que en el uso forestal (*tabla 7.4*).

Tabla 7. 3. Análisis estacional de la intensidades máximas en 30 minutos (I_{30}) (A); precipitación total (mm) (B) y la erosión ($g\ m^{-2}$) (C) en los uso forestal y agrícola.

	Primavera (n= 16)			Verano (n= 9)			Otoño (n= 23)			Invierno (n= 17)		
	I_{30}	%Pp _t	Σ%Pp _t	I_{30}	%Pp _t	Σ%Pp _t	I_{30}	%Pp _t	Σ%Pp _t	I_{30}	%Pp _t	Σ%Pp _t
Max ₁	25.06	7%		43.19	18.23%		23.20	4.57%		10.40	11.40%	
Max ₂	15.60	7%	16.59%	22.80	17.46%	47%	17.19	2.27%	20.19%	10	6.27%	41.21%
Max ₃	14.80	14.80%		17.19	11.77%		14.60	13.26%		6.30	23.54%	

B

	Primavera (n= 16)			Verano (n= 9)			Otoño (n= 23)			Invierno (n= 17)		
	Pp	%Pp _t	Σ%Pp _t	Pp	%Pp _t	Σ%Pp _t	Pp	%Pp _t	Σ%Pp _t	Pp	%Pp _t	Σ%Pp _t
Max ₁	49	14.39%		30.99	18.18%		78	13.25%		58.20	23.54%	
Max ₂	37	10.87%	37.13%	30	17.60%	52.21%	69.80	11.85%	36.9%	36.50	14.76%	49.70%
Max ₃	40.40	11.87%		28.10	16.43%		69.70	11.83%		28.20	11.40%	

C

	Primavera (n= 16)			Verano (n= 9)			Otoño (n= 23)			Invierno (n= 17)		
	Erosión g/m ²	%Erosión _t	Σ%Erosión _t	Erosión g/m ²	%Erosión _t	Σ%Erosión _t	Erosión g/m ²	%Erosión _t	Σ%Erosión _t	Erosión g/m ²	%Erosión _t	Σ%Erosión _t
Max ₁	4.56	49.03%		17.04	54.04%		12.70	50.08%		2.42	36.72%	
Max ₂	1.70	18.27%	79.77%	5.61	17.80%	85.03%	4.93	19.72%	81.08%	1.90	28.83%	79.66%
Max ₃	1.16	12.47%		4.14	13.14%		2.64	10.56%		0.93	14.11%	

Tabla 7. 4. Escorrentía, erosión y concentración de sedimentos para los usos forestal y agrícola. Periodo septiembre 2005-diciembre 2009. Diferentes letras muestran diferencias significativas entre usos para una misma variable.

	Escorrentía (mm)		Erosión (g m ²)		Concentración de sedimentos (g l ⁻¹)
	Valor medio	Totales	Valor medio	Totales	Valor medio
Forestal	1.07 ^a ± 0.15	58.93	1.76 ^a ± 0.51	74.29	1.16 ^a ± 0.17
Agrícola	2.23 ^b ± 0.52	107.40	10.53 ^b ± 4.33	380.11	2.23 ^b ± 0.45

Tabla 7. 5. Escorrentía, erosión y concentración de sedimentos por los tres usos. Periodo 24/04/2006 a 22/05/2008.

	Escorrentía (mm)		Erosión (g m ²)		Concentración de sedimentos (g l ⁻¹)
	Valor medio	Totales	Valor medio	Totales	Valor medio
Forestal	0.35 ^a ± 0.10	2.80	1.10 ^a ± 0.59	9.93	1.04 ^a ± 0.30
Abandonado	0.11 ^b ± 0.034	0.89	1.59 ^a ± 0.79	14.39	6.93 ^b ± 2.31
Agrícola	0.55 ^c ± 0.38	4.43	10.12 ^b ± 0.75	91.13	2.12 ^a ± 1.14

En el análisis de los eventos donde se obtuvieron datos de escorrentía, erosión y concentración de sedimentos simultáneamente para los tres usos de suelo (*Periodo 24/04/2006 a 22/05/2008*) (tabla 7.5) se observa como los valores de las escorrentía y concentración de sedimentos en el uso forestal y agrícola siguen teniendo las mismas diferencias que los mostrados para el periodo completo, mientras que los valores de erosión en este periodo son casi 10 veces superiores en el uso agrícola respecto al forestal (*Tabla 7.4*). El uso abandonado presenta los menores valores de escorrentía, y un valor intermedio de erosión entre los otros dos usos; sin embargo, la concentración de sedimentos es 3.5 y 7 veces superior que las observadas en los usos forestal y agrícola respectivamente (*Tabla 7.4*).

Estas diferencias en las tasas de escorrentía, erosión y concentración del sedimento encontradas principalmente entre usos se deben básicamente a las diferentes cubiertas vegetales, que como ya se indicó en la descripción del área de estudio es mayor en el uso forestal seguida del uso abandonado y agrícola. Este último uso presenta una gran superficie totalmente desnuda, que obviamente favorece los procesos de escorrentía y erosión. Muchos son los autores que, a diferentes escalas, atribuyen el aumento en las tasas de erosión al aumento de la capacidad de transporte del flujo a consecuencia de la reducción de la cubierta vegetal (Wilcox et al., 2006; Boix-Fayos et al., 2007).

7.3.3. Efecto de las características de la precipitación en la respuesta hidrológica y erosiva

Diferentes usos del suelo responden, desde el punto de vista hidrológico de forma diferente ante un mismo evento de precipitación. A escala de parcela, para ambiente semiárido muchos autores han establecidos umbrales de intensidad de lluvia necesarios para que un evento de precipitación produzca erosión. Para Martínez-Mena et al., (2001), dicho umbral es de 10-15 mm h⁻¹ de intensidad máxima de lluvia en 30 minutos (I30); otros autores proponen un umbral de intensidad máxima en 10 minutos (I10) de 8.4 mm h⁻¹ (Calvo-Cases et al., 2005) o 4.2 mm h⁻¹ (Cammeraat, 2002). Para Cantón et al., (2001), el umbral de intensidad máxima en cinco minutos es de 5.6 mm h⁻¹.

Nuestros resultados estarían en consonancia con los obtenidos por otros autores para zonas degradadas de ambientes semiáridos (Martínez-Mena et al., 1998, Gómez-Plaza, 2000; Wilcox et al, 2003 Truman et al., 1990; Martínez-Mena et al., 2002) obteniendo una alta correlación entre la intensidad de la precipitación y la respuesta hidrológica y erosiva (*Tabla 7.6*) en los tres usos de suelo. De esta forma se constata que la intensidad de la precipitación juega un papel importante en la generación de escorrentía, ya que en estas zonas la escorrentía se produce principalmente por un mecanismo hortoniano (exceso de la capacidad de infiltración del suelo) y donde, por tanto, el volumen de precipitación por si solo es un pobre descriptor de la escorrentía y erosión.

Según algunos autores un elevado número de eventos de precipitación de baja a moderada intensidad, o larga duración, pueden generar escorrentía por saturación de la capa superficial del suelo, principalmente si la precipitación se produce sobre un suelo de escasa

profundidad o con una alta humedad antecedente (Calvo-Cases et al 2003, Castillo et al., 2003; Cammerat, 2004).

Por el contrario, otros autores (Bautista, 1999; Gómez-plaza, 200; Chirino, 2003 en zonas semiáridas mediterráneas y Wilcox et al 2003 en una zona semiárida del oeste de los EEUU), han mostrado mayor dependencia de la escorrentía producida en laderas respecto al volumen total de precipitación que con la intensidad de la misma. Al parecer, en este tipo de ambientes podríamos decir que los eventos de baja intensidad y gran volumen de precipitación, es el volumen total de la precipitación la variable predictiva de gran parte de la escorrentía y erosión generada. En cambio, en eventos donde las intensidades de la precipitación son elevadas, es la propia intensidad la que explicaría mejor la generación de escorrentía y la erosión.

Todos los estudios de erosión realizados en ambiente semiárido (Le Roux y Ros 1986; Romero et al 1988; Jahn et al 1989; Albaladejo y Stocking 1989; Gómez y Schnabel, 1992; González Hidalgo, 1996; Sánchez, 1997; Bautista, 1999) afirman que existe una alta heterogeneidad tanto en los eventos de precipitación como en las tasas de erosión producidas. En zonas semiáridas, generalmente, unos pocos eventos contribuyen a más del 80% de la erosión total generada.

En nuestro caso hemos obtenido que tres eventos suponen en el usos agrícola el 74.23%; en el uso abandonado el 89.49% y en el uso forestal el 47.52% del total erosionado en todo el periodo de estudio. En valores absolutos, dichos tres eventos producen hasta 8 veces más erosión en el uso agrícola que en el forestal. Para estos mismos eventos, el material total erosionado en el uso abandonado es la mitad que el que se erosiona en el uso forestal (*Tabla 7.4 y 7.5*). Estos valores reflejan la importancia de la

intensidad de la precipitación en las tasas finales de erosión y la variabilidad entre eventos en nuestra zona de estudio

7.3.4. Tamaño de partículas transportadas por erosión

Para poder estimar los diferentes tamaños y formas en las que han sido transportadas las partículas en el proceso de erosión-sedimentación hemos utilizado: i) la razón de agregación de las partículas (RA) en el sedimento para evaluar los tamaños de agregados principalmente transportados por erosión, y ii) la razón de enriquecimiento de las partículas en el sedimento (RE) para evaluar el tamaño preferencial de partículas primarias transportadas.

Tamaño de agregados transportados en los sedimentos. Razones de agregación (RA)

La razón de agregación de las partículas (RA) se define como la relación entre el tamaño efectivo de las partículas en el sedimento (sin dispersar) y el tamaño último de partícula (dispersado) en dicho sedimento.

Esta razón de agregación se puede utilizar como indicador de cómo de “agregado” se moviliza las partículas en el sedimento respecto al suelo origen y por tanto está relacionado con la erosionabilidad del suelo (más agregado, más resistente a la ruptura por impacto de la gota de lluvia). En los tres usos de suelo se ha observado un transporte de las partículas en

agregados de tamaño limo grueso y arena fina (razones de agregación muy superiores a la unidad) mientras que las partículas más finas se transportan como partículas elementales (razones de agregación inferiores a la unidad) (Figura 7.2).

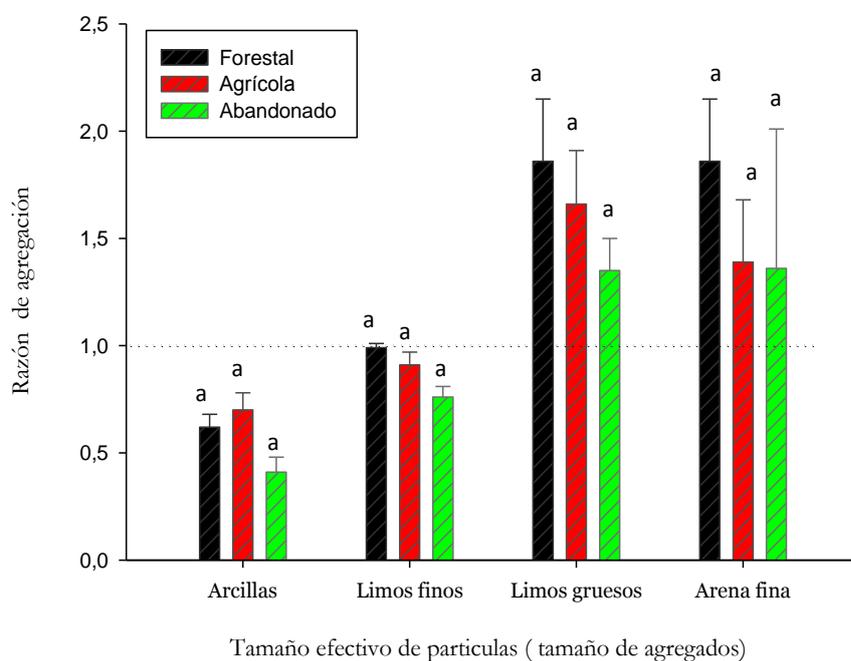


Figura 7. 2. Razón de agregación de las partículas en el sedimento (RA) en los diferentes usos. Letras diferentes dentro de un mismo tamaño de partículas indican diferencias significativas entre usos al 95%.

Tamaño último de partículas transportadas en los sedimentos. Razones de Enriquecimiento del sedimento (RE)

La razón de enriquecimiento en el sedimento de determinado tamaño de partícula (RE) se define como la relación entre el tamaño último de partícula en el sedimento y el tamaño último de partícula del suelo origen. La RE nos proporciona una idea de la selectividad o no de los procesos erosivos en el tipo de partículas que moviliza.

Los valores de las razones de enriquecimiento del suelo superiores a la unidad en los tamaños de partículas más finos (arcillas + limos finos) de los usos forestal y agrícola muestran un claro enriquecimiento en el sedimento de este tipo de partículas y por tanto una selectividad en el transporte (*Figura 7.3*). Los altos valores del conjunto de la fracción limos vienen determinados principalmente por la fracción de los limos finos, que aportan más del 50% del total en todos los usos de suelo.

Para estos mismos usos, las razones de enriquecimiento inferiores a la unidad se observan en los tamaños limo grueso + arenas y denotan que este tipo de partículas no son arrastradas en la escorrentía y por tanto no llegan a alcanzar el sedimento. Así pues podemos afirmar que en los usos forestal y agrícola los tamaños últimos de partículas de las arcillas junto a los limos finos son los que más se han transportado por erosión hídrica. Por el contrario, el proceso selectivo de la erosión hídrica ha excluido los tamaños últimos de partículas más grandes (limos gruesos y arenas) en el proceso de transporte-sedimentación del suelo.

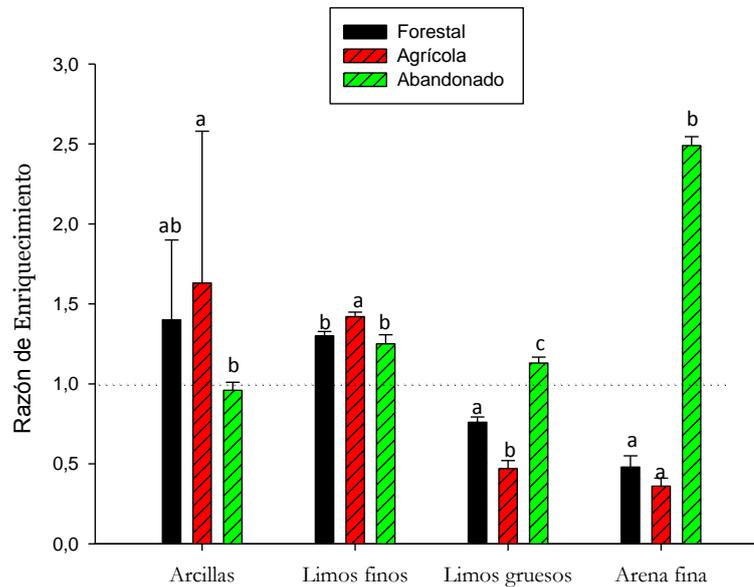


Figura 7. 3. Razones de enriquecimiento de las partículas en el sedimento (RE) en los diferentes usos de suelo. Letras diferentes dentro de un mismo tamaño de partículas indican diferencias significativas entre usos al 95%.

En la zona abandonada, por el contrario, las mayores razones de enriquecimiento se obtienen en partículas de mayor tamaño (arena fina) mientras que los limos presentan valores próximos a la unidad. Este resultado podría ser un indicador de los diferentes procesos de escorrentía que se generan en esta zona pudiendo estar implicados no solo la escorrentía superficial si no también la generada por cárcavas y por tanto movilizandando material más grueso que en el caso de las zonas agrícola y forestal.

7.3.6. Carbono transportado por erosión

En eventos de precipitación de cierta magnitud el agua de escorrentía es transportada en una mezcla heterogénea de agua y suelo a gradientes menores durante el proceso de erosión-transporte. Cuando esta mezcla se deposita en forma de sedimento, se separa la fracción líquida y la sólida por procesos básicos de decantación y secado. En este apartado se han diferenciado los diferentes “pools” de carbono que encontramos en cada uno de las dos fases mencionadas: i) POC y MAC en el sedimento y ii) carbono orgánico disuelto en el agua de escorrentía (CSA).

Las concentraciones de carbono orgánico total transportado en el sedimento (POC+MAC) son significativamente mayores en el uso forestal que en los usos agrícola y abandonado. En el uso forestal las concentraciones de carbono encontradas son de 49.37 ± 1.89 g C kg⁻¹ suelo; mientras que para agrícola y abandonado han sido de 30.96 ± 2.11 g C kg⁻¹ suelo y 25.54 ± 2.37 g C kg⁻¹ suelo, respectivamente (*Tabla 7.7*). Entre los usos agrícola y abandonado no se han encontrado diferencias significativas en los valores mencionados.

De igual forma que se han analizado las razones de enriquecimiento del tamaño de partículas transportadas en el proceso de erosión, se ha analizado en este apartado las razones de enriquecimiento de carbono del sedimento (es decir: contenido de carbono en el sedimento/contenido de carbono en el suelo; RE_{COT}). Al ser un valor relativo nos permite establecer comparaciones entre usos con diferentes contenidos de carbono en el suelo original, como es nuestro caso. En los tres usos de suelo encontramos

razones de enriquecimiento superiores a la unidad, lo que indica claras “ganancias” de carbono orgánico total en el sedimento. Los datos obtenidos (tabla 7.7) muestran mayores ER_{COT} en el uso abandonado, seguido del uso agrícola y el forestal respectivamente. Otros autores (Palis et al., 1997; Starr et al., 2000; Owens et al., 2002) en estudios a escala de parcela, también obtuvieron razones de enriquecimiento del COT en el sedimento entre 1.5 y 3.

En el análisis de las correlaciones por usos de las variables relacionadas con la respuesta hidrológica, se han observado correlaciones positivas y estadísticamente significativas entre el carbono total perdido por erosión ($g\ C\ m^{-2}$) y la masa de suelo perdida por el mismo proceso ($g\ suelo\ m^{-2}$) en los tres usos del suelo; estas mismas correlaciones también fueron observadas por otros autores en sus trabajos (Brunet et al., 2005; Morlis et al., 2005; Jacinthe et al., 2004). Sin embargo, se observa una correlación negativa entre la I_{30} y la concentración de carbono en el sedimento en la zona agrícola y negativa pero no significativa en la zona abandonada. Jachinte et al., (2004) encontraron resultados similares para diferentes tipos de usos, incluyendo las áreas de cultivo y los bosques en cuencas experimentales en el Norte Apalaches en Ohio. En su caso, también se encontró una relación negativa entre precipitaciones y biodegradabilidad del carbono. Estos autores especulan con la posibilidad de que la energía de las tormentas de baja intensidad fuera suficiente para disgregar los macroagregados menos resistentes del suelo y liberar el carbono asociado. Otros autores han obtenido similares resultados (Ziem Bep et al, 2002; Morsli et al., 2005). Este comportamiento se puede explicar por el hecho de que tormentas de baja intensidad con bajo consumo de energía sólo afectan a la mayoría de las capas superficiales del suelo, que son las más ricas en carbono orgánico, lo que se traduce en un

alto contenido de carbono orgánico en los sedimentos. Quinton et al., (2001) observaron en grandes eventos de precipitación una disminución de algunos de los nutrientes del suelo, como por ejemplo, el fósforo, y lo atribuyeron a la selectividad en el proceso erosivo con el aumento de la magnitud de la tormenta.

En nuestro caso, la ausencia de correlación negativa entre la concentración de carbono en el sedimentos y la I30 en el área forestal, donde aunque no estadísticamente significativa fue positiva (Tabla 7.6), sugiere que diferentes mecanismos de erosión operan en zonas con diferentes coberturas vegetales y/o los tipos de suelo, como se ha observado en varias áreas de la Región de Murcia (Martínez-Mena et al., 2000, 2002b). La menor estabilidad de los agregados en la zona abandonada y agrícola que en el área forestal (medidos como TDI como ha sido explicado en el capítulo 4) podría explicar por qué en estas áreas los macroagregados se rompen en las tormentas de baja intensidad, al contrario que en el área forestal donde una mayor intensidad es necesaria para disgregar las partículas. Como Jacinthe et al., (2004), ha apuntado, son necesarias más investigaciones para descubrir la relación entre la precipitación la energía y la calidad de la movilización del carbono durante eventos erosivos.

La mayor producción de sedimentos en la zona agrícola tuvo una consecuencia importante en términos de las pérdidas de carbono inducidas por la erosión en comparación con las que se producen en la zona abandonada y forestal. Por lo tanto, aunque la concentración de carbono en los sedimentos en el forestal fue mayor que en la zona agrícola, el carbono orgánico total perdido por erosión en los sedimentos fue alrededor de tres veces más alta en la zona agrícola (5.11 g C m^{-2}) en comparación con la zona forestal (2.06 g C m^{-2}) (Tabla 7.7).

Tabla 7. 6. Correlaciones por usos para diferentes variables relacionadas con la respuesta hidrológica.

Uso Forestal	I30 (mm h ⁻¹)	Escorrentía (mm)	Erosión (g m ⁻²)	CSA (mg Cl ⁻¹)	Carbono en el sedimento (g C m ⁻²)	Concentración de sedimento (g L ⁻¹)
Precipitación (mm)	0.312*	0.651*	-	-	-	-
I30 (mm h ⁻¹)		0.739**	0.861**	0.466**	0.854**	0.793**
Escorrentía (mm)			0.697**	-	0.614**	0.401**
Erosión (g m ⁻²)				0.323**	0.992**	0.721**
CSA (mg Cl ⁻¹)						0.558**
Carbono en el sedimento (g C m ⁻²)						0.754**

Continuación tabla 7. 6. Correlaciones por usos para diferentes variables relacionadas con la respuesta hidrológica.

Uso Abandonado	I30 (mm h ⁻¹)	Escorrentía (mm)	Erosión (g m ⁻²)	CSA (mg Cl ⁻¹)	Carbono en el sedimento (g C m ⁻²)	Concentración de sedimento (g L ⁻¹)
Precipitación (mm)	0.312*	-	-	-	-	-
I30 (mm h ⁻¹)		0.657**	0.737**	0.330**	0.707**	0.734**
Escorrentía (mm)			0.542**	0.504*	0.561**	0.488**
Erosión (g m ⁻²)				0.590*	0.998**	0.983**
CSA (mg Cl ⁻¹)						0.496*
Carbono en el sedimento (g C m ⁻²)						0.974**

Continuación tabla 7. 6. Correlaciones por usos para diferentes variables relacionadas con la respuesta hidrológica.

<i>Uso Agrícola</i>	I30 (mm h ⁻¹)	Escorrentía (mm)	Erosión (g m ⁻²)	CSA (mg Cl ⁻¹)	Carbono en el sedimento (g C m ⁻²)	Concentración de sedimento (g L ⁻¹)
Precipitación (mm)	0.312*	0.454*	-	-	-	-
I30 (mm h ⁻¹)		0.799**	0.775**	0.366**	0.748**	0.686**
Escorrentía (mm)			0.830**	0.268*	0.757**	0.514**
Erosión (g m ⁻²)				0.289*	0.888**	0.647**
CSA (mg Cl ⁻¹)						-
Carbono en el sedimento (g C m ⁻²)						0.625**

Formas de carbono en el sedimento

De igual forma que se han analizado los diferentes “pools” de carbono en el suelo (capítulo 6), en este apartado pasamos a analizar y mostrar los valores de los diferentes “pools” de carbono en el sedimento en cada uno de los usos de suelo analizados. De la misma forma que pasaba en el análisis de los suelos, las concentraciones de MAC del sedimento son mayores que las del POC en todos los usos siendo éste el que más contribuye al COT total del sedimento en los usos del suelo y siendo tal contribución mayor en el uso agrícola (MAC representó entre un 74% - 90% del COT, dependiendo del evento) que forestal y abandonado (18-44% y 26-44%, respectivamente) (*Figura 7.4*). Estos valores coinciden con los mencionados por Jacinthe et al., (2001), quien predijo que entre el 8 al 30% del carbono erosionado asociado con la fase sólida es lábil. Se observaron diferencias, sin embargo, en los valores de la relación de enriquecimiento de POC y MAC en los tres usos del suelo. Se encontraron relaciones mayores de enriquecimiento de POC en la zona abandonada, y mayor enriquecimiento de MAC en el uso forestal que en el agrícola (*Tabla 7.7*). Teniendo en cuenta que los sedimentos fueron enriquecidos en partículas de tamaño limo y de arcilla; y empobrecido en la arena en el caso de los tres suelos usos (*Figura 7.6*), estos resultados indican que las formas más estables de carbono (asociadas a la fracción mineral) en los suelos son la fracción principal movilizada por la erosión como ha sido previamente obtenido por otros autores (Golchin et al., 1998).

Tabla 7. 7. Pools de carbono en el sedimento en los diferentes usos y razones de enriquecimiento de carbono de los diferentes pools.

	COT (g kg ⁻¹)	RE _{COT}	RE _{POC}	RE _{MAC}	COT (g m ⁻²)	POC (g m ⁻²)	MAC (g m ⁻²)
Forestal	49.37 ± 1.89	1.89 ± 0.26	1.48 ± 0.38	2.54 ± 0.12	2.06 ± 0.12	0.47 ± 0.08	1.59 ± 0.11
Abandonado	30.96 ± 2.11	2.11 ± 0.75	6.94 ± 2.14	1.98 ± 0.26	0.69 ± 0.08	0.31 ± 0.03	0.37 ± 0.05
Agrícola	25.54 ± 2.37	2.37 ± 0.44	1.76 ± 0.47	2.60 ± 0.33	5.11 ± 0.31	0.91 ± 0.52	4.19 ± 0.21

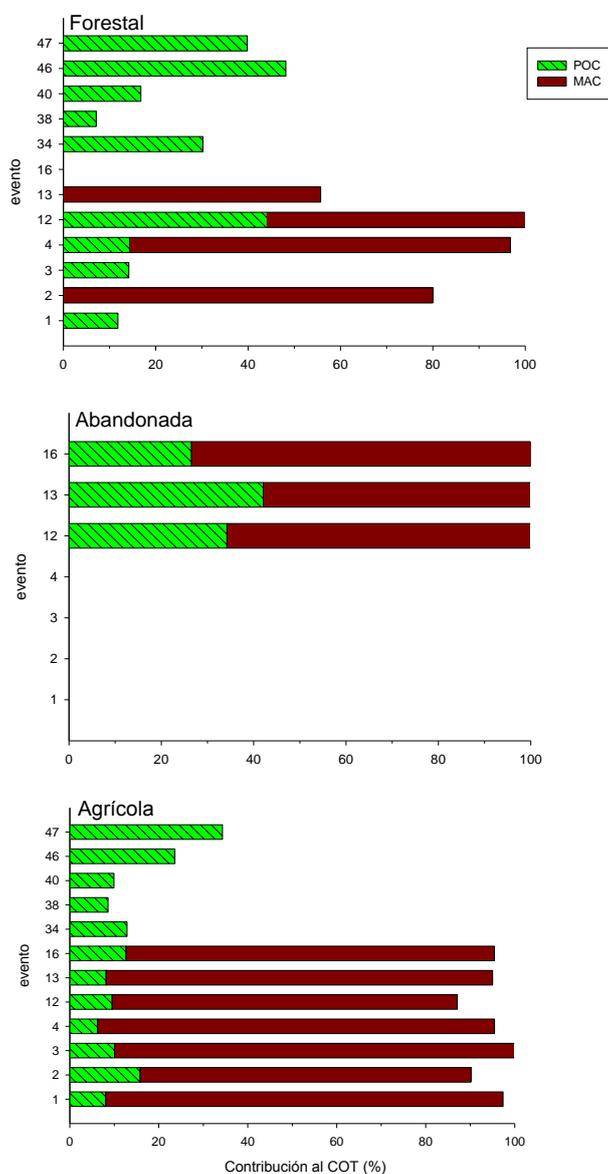


Figura 7. 4. Contribución de POC y MAC al COT del suelo (porcentaje).

Carbono orgánico transportado en el agua de escorrentía (CSA)

El pool de carbono orgánico disuelto en el agua de escorrentía (CSA) y transportado en el proceso de erosión es un pool que representa un bajo porcentaje del carbono orgánico total en el sedimento al igual que ocurre en el suelo, pero digno de ser tenido en cuenta en la redistribución final del carbono debido a su aparición constante en cada uno de los eventos de precipitación. Independientemente que se produzca erosión en un evento, siempre que se produce escorrentía se produce movilización de CSA.

De igual forma que pasaba con el COT del sedimento, para el carbono orgánico disuelto en agua (CSA) se han encontrados diferencias estadísticamente significativas entre el uso forestal y los usos agrícola y abandonado, pero no entre estos dos últimos usos. En el uso forestal encontramos concentraciones de CSA de 15.37 ± 1.38 mg C L⁻¹, mientras que las concentraciones del uso abandonado y agrícola son de 10.39 ± 1.02 mg C L⁻¹ y 16.97 ± 0.89 mg C L⁻¹ respectivamente (*Tabla 7.8*).

Las concentraciones del CSA están correlacionadas con la escorrentía y la I30 en los tres usos de suelo (tabla 7.6), de ahí que puedan variar en cada evento de precipitación según las características propias de cada evento.

Jacinthe et al., (2004); Wetzel y Manny, (1997) encontraron una variación estacional en la concentración de CSA, siendo los valores más elevados en otoño y en los periodos de máximo crecimiento de la vegetación. En nuestro caso no sucede del todo así, pues en un análisis estacional de las concentraciones de CSA encontramos que es en el periodo de verano donde se dan las mayores concentraciones de CSA en todos los usos, aunque no encontramos diferencias significativas entre usos (*Tabla*

7.9). Este cambio estacional podría deberse a que las especies esclerófilas presentes en nuestra zona de estudio empiezan a producir su hojarasca en el mes de julio. No obstante, en otoño, con la hojarasca en el suelo y con la llegada de las precipitaciones se observa un segundo máximo de concentración de CSA, con diferencias valores significativamente mayores en el uso forestal que en los usos alterados.

Tabla 7. 8. Valores promedio de concentración del CSA transportado en el agua de escorrentía. CSA total perdido y razones de enriquecimiento en el agua de escorrentía de CSA en cada uno de los usos.

	CSA (mg L ⁻¹)	CSA (g m ⁻²)	RE _{CSA}
Forestal	15.37 ^a ± 1.38	0.28 ± 0.11	0.52 ± 0.16
Abandonado	10.39 ^b ± 1.02	0.009 ± 0.02	1.66 ± 0.47
Agrícola	6.97 ^b ± 0.89	0.21 ± 0.09	0.99 ± 0.03

Tabla 7.9 Valores medios de concentración del CSA por estaciones (mg CL⁻¹) y totales (g Cm⁻²) en los diferentes usos. Diferentes letras indican diferencias significativas entre las estaciones en un mismo uso.

	Forestal	Abandonado	Agrícola
Primavera	16.75 ^a ± 1.25	9.09 ^b ± 0.85	14.00 ^{ab} ± 3.27
Verano	33.59 ^a ± 4.88	27.70 ^a ± 11.05	21.88 ^a ± 3.58
Otoño	20.09 ^a ± 1.94	13.28 ^b ± 1.62	9.78 ^b ± 1.42
Invierno	12.46 ^a ± 1.35	9.52 ^{ab} ± 1.82	6.24 ^b ± 0.55

El CSA total perdido en el agua de escorrentía varía entre 0,28 g C m⁻² y 0.21 g C m⁻² para el uso forestal y agrícola, respectivamente, dependiendo del evento. Aunque en la mayoría de los eventos, el carbono orgánico movilizado por erosión está vinculado principalmente a la fase sólida (en sedimentos) la contribución de CSA

varía entre 10,19% y 79,13% para el forestal y el 1,87% y 62,15% para la zona agrícola. Estos valores son superiores a los dados por algunos autores que mencionan que la contribución de CSA al carbono total es menor del 4% (Rodríguez et al, 2004; Strickland et al., 2005), pero si son consistentes con los encontrados por otros autores (Jacinthe et al., 2004). Para la esorrentía total observada durante un período de 1 año (noviembre de 2005 y noviembre de 2006) las pérdidas calculadas de CSA fueron $0.28 \text{ g C m}^{-2} \text{ años}^{-1}$ y $0.31 \text{ g C m}^{-2} \text{ años}^{-1}$ para los usos forestal y agrícola, respectivamente. Las razones de enriquecimiento de carbono en el agua de esorrentía (RE_{CSA}) fueron de 0.99 ± 0.03 para el uso agrícola, 0.52 ± 0.16 para el uso forestal y 1.66 ± 0.47 en el uso abandonado.

No existen para ninguno de los usos seleccionados correlaciones entre el carbono disuelto en el agua de esorrentía, el carbono perdido por erosión y la precipitación pero sí, como hemos comentado anteriormente, entre estas tres variables y la intensidad de la precipitación. Esto nos indica claramente que en estas zonas semiáridas el condicionante principal de las tasas finales de erosión y carbono transportado en los procesos erosivos es la propia intensidad de la precipitación y no el total del agua caída (precipitación) como hemos mencionado anteriormente. Los valores de esorrentía se correlacionan significativamente y de manera positiva con las tasas de erosión, el carbono orgánico disuelto en el agua de esorrentía y el carbono perdido por erosión en los tres usos (a excepción del uso forestal en el CSA) (Tabla 7.6).

7.3.7. Relaciones entre las características de las tormentas y el carbono transportado por erosión.

Tal y como se ha expuesto en esta memoria, el clima mediterráneo se caracteriza por unos eventos de precipitación heterogéneos tanto espacial como temporalmente. La combinación de esta heterogeneidad temporal de las tormentas con los diferentes usos de suelo representativos del paisaje mediterráneo dificulta la evaluación o estudio de las consecuencias de cada una de las tormentas sobre cada uno de los suelos.

Con el fin de simplificar el estudio para su mejor entendimiento, se ha llevado a cabo una clasificación de las tormentas (eventos) producidas durante el periodo de estudio. Se han clasificado los eventos en tres clases de acuerdo a la erosividad de la lluvia según se ha obtenido previamente en estudios realizados en áreas próximas a la zona de estudio (Martínez-Mena et al., 1998 y 2001). Esta clasificación está basada en las dos variables de la precipitación más importantes en los procesos erosivos; la precipitación total y la intensidad de la misma (I_{30}). Las clases señaladas se obtienen mediante el producto de la precipitación total y la intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}). Todos los eventos registrados durante el periodo de estudio están ubicados en una de las tres clases señaladas. Se han diferenciado entre: Eventos de baja intensidad (clase 1), eventos de intensidad media (clase 2) y eventos de alta intensidad (clase 3).

Los eventos se dividen en las siguientes clases:

- *Eventos clase 1.* Donde $P \cdot I_{30} < 160$ y que engloba los eventos de baja precipitación total, con valores medios precipitación de 11.57 ± 1.63 mm y bajas intensidades ($I_{30} = 5.21 \pm 0.72$ mm h⁻¹).

- Eventos clase 2. Donde $160 < P \cdot I_{30} > 400$ y que agrupa eventos con valores medios de precipitación de 21.19 ± 2.23 mm y de 13.28 ± 1.13 mm h⁻¹ de I₃₀.
- Eventos clase 3. Donde $P \cdot I_{30} > 400$ y quedan agrupados los eventos de alta precipitaciones totales e intensidades (36 ± 7.21 mm y 20 ± 3.85 mm h⁻¹).

En porcentaje, los eventos clase 1 suponen un 44% del total de los eventos registrados durante el periodo de estudio; las clases 2 y 3 un 31% y 24% respectivamente. Para las variables de las que no se dispone de datos suficientes, como pueden ser la distribución del tamaño de las partículas transportadas y el POC y MAC del sedimento, la erosividad de la precipitación ha sido clasificada en dos clases (clase 1 y clase 2+3).

Por clases de eventos, son los eventos de mayor intensidad (clase 3) en los que se observan las mayores tasas de erosión en todos los usos, seguido de los eventos de clase 2 y 1. (Tabla 7.10). Las tasas de erosión que hemos registrado en la zona agrícola han sido siempre mayores que las del uso forestal, tanto para los valores medios obtenidos sin diferenciar por clases de eventos como si tenemos en cuenta la clasificación de eventos realizada.

Tabla 7.10. Tasas de erosión ($g\ m^2$) por usos y clase de eventos.

		Eventos Clase 1	Eventos Clase 2	Eventos Clase 3
Forestal	N	45	20	12
	Promedio	0.19 ± 0.66	1.76 ± 0.37	4.67 ± 1.79
	Total	8.88	34.04	56.10
Abandonado	N	14	6	*
	Promedio	0.25 ± 0.16	1.18 ± 0.63	*
	Total	3.60	7.14	*
Agrícola	N	45	20	12
	Promedio	0.44 ± 0.29	5.03 ± 1.40	36.78 ± 15.36
	Total	20.30	100.78	441.38

*Datos no disponibles.

Distribución del tamaño de partículas del sedimento en función de la clase de evento

En el análisis de las razones de agregación de las partículas en el sedimento (RA) en función de la clase de evento registrado se ha observado para el uso agrícola diferencias significativas en los tamaños de partículas limo gruesos y arcillas finas entre los diferentes tipos de eventos

registrados (*Figura 7.5*). En este uso los eventos de intensidad media y baja son capaces de transportar agregados mayores en el suelo sin destruirlos y depositarlos finalmente en el sedimento, mientras que los eventos de alta intensidad apenas transportan suelo agregado, al parecer su acción destructora reduce todos los tamaños de agregados a tamaños próximos al tamaño último de partícula en el sedimento y la razón de agregación de partículas de tamaños mayores se reduce indicando la ruptura de tales agregados. En el uso forestal no se han encontrado diferencias tan claras como en el uso agrícola entre las razones de agregación de ningún tipo de partícula y las diferentes clases de eventos (*Figura 7.5*). Estos resultados son consistentes con los valores mayores de estabilidad de agregados obtenidos en el uso forestal respecto del agrícola (capítulo 4) necesiéndose en el primero umbrales mayores de intensidad y lluvia para romper los agregados (*Figura 7.5*).

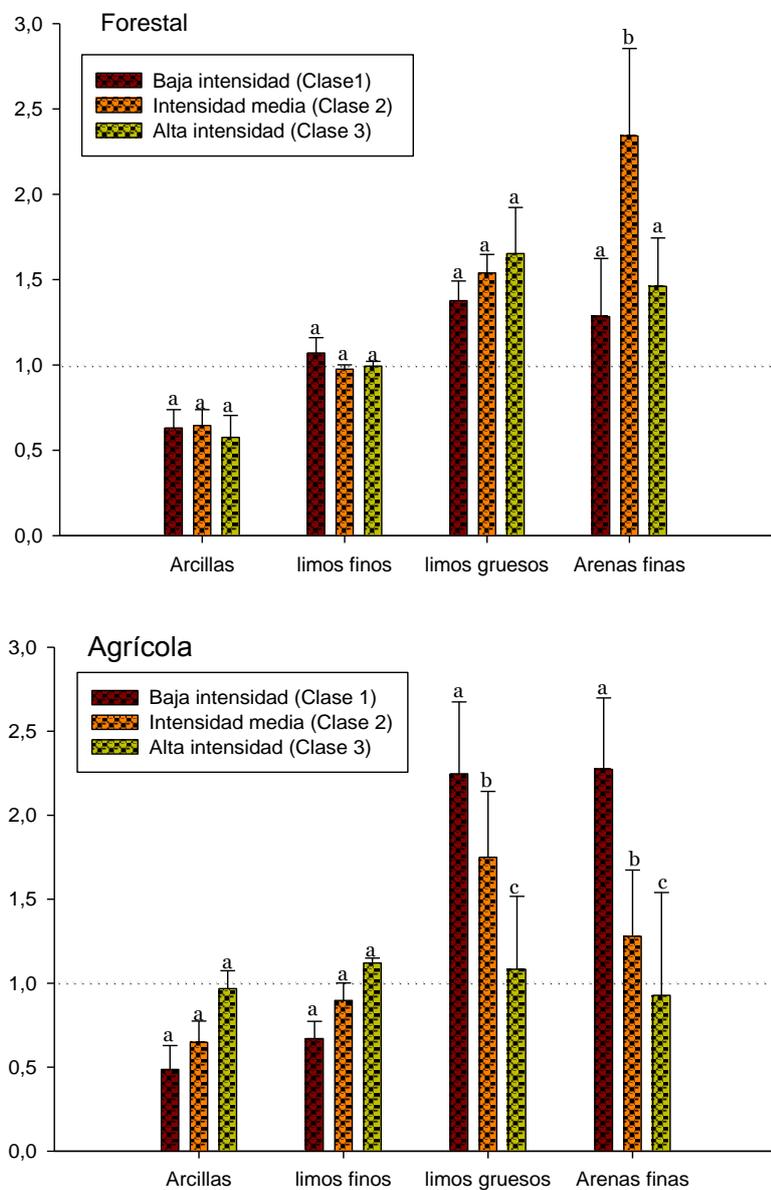


Figura 7. 5. Razones de agregación de las partículas en el sedimento (RA) en los usos forestal y agrícola en las distintas clases de lluvia.. Letras diferentes indican diferencias significativas en el tamaño de partícula entre las distintas "clases de eventos. $P < 0.05$

Para las razones de enriquecimiento de los diferentes tamaños de partículas en el sedimento (RE) y en función de la clasificación de los eventos de precipitación que se muestran en la *Figura 7.6* podemos observar que en el uso forestal, las RE son superiores a la unidad en las arcillas y los limos finos e inferiores en las partículas más gruesas (limos gruesos y arenas finas), pero sin encontrarse diferencias significativas entre las diferentes clases de eventos en ninguno de los tamaños de partículas. Para el uso agrícola en el sedimento encontramos RE superiores a la unidad en las arcillas y los limos finos para las tres clases de eventos, aunque sin diferencias significativas entre eventos. En los limos gruesos y arenas finas los eventos de intensidad media y baja presentan valores inferiores a la unidad y con diferencias significativas con los eventos de alta intensidad, que tiene RE superiores para los limos gruesos y muy superiores para las arenas finas. En el uso abandonado no encontramos diferencias significativas entre las diferentes clases de eventos en las arcillas, limos finos y limos gruesos, con valores de RE próximos a la unidad para los primeros y algo superiores para los limos. En las arenas encontramos RE muy superiores a la unidad y similares para los eventos de baja y alta intensidad, y que presentan diferencias significativas con los eventos de intensidad media (RE inferiores a la unidad).

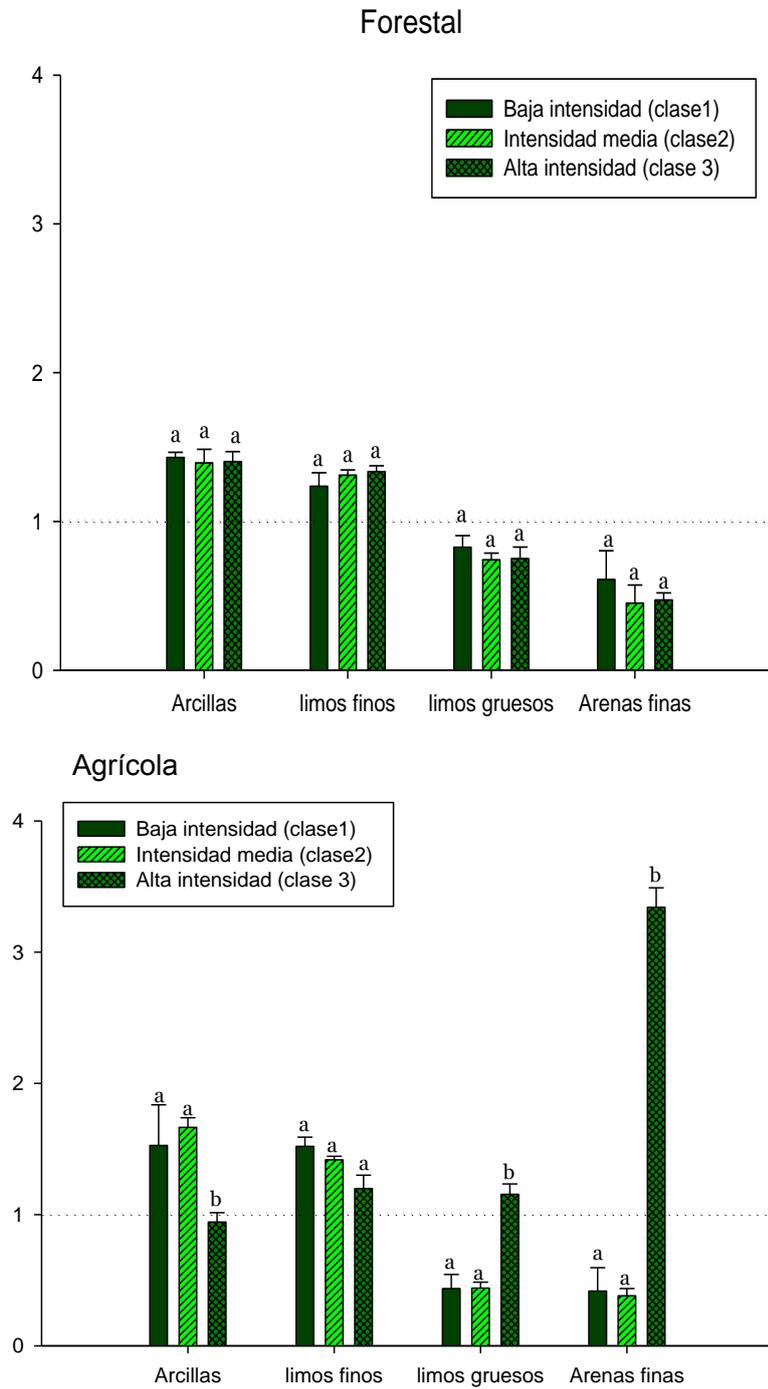
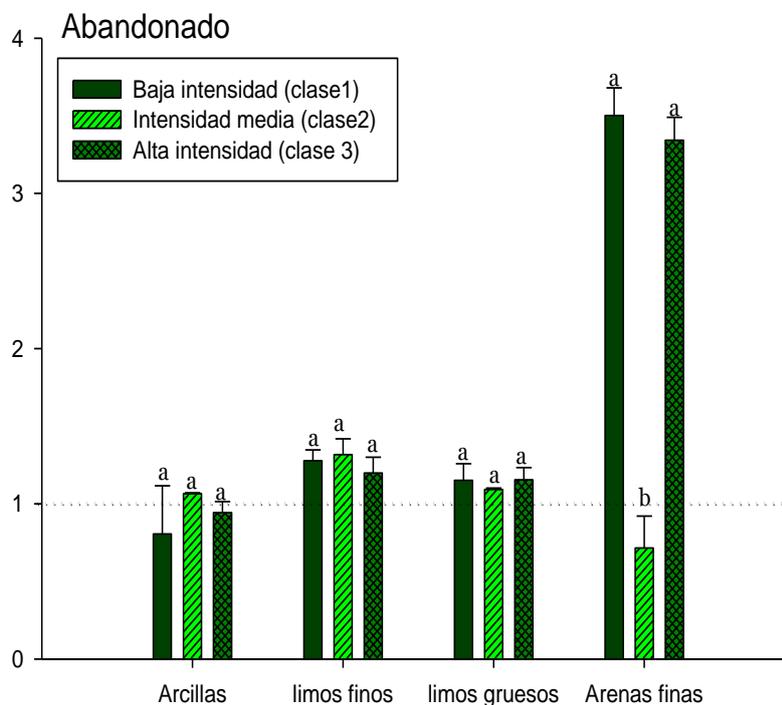


Figura 7. 6. Razones de enriquecimiento de las partículas en el sedimento (RE) en cada uno de los usos de suelo y para cada clase de evento de precipitación.



Continuación Figura 7. 6. Razones de enriquecimiento de las partículas en el sedimento (RE) en cada uno de los usos de suelo y para cada clase de evento de precipitación.

Formas de carbono orgánico transportadas por erosión en función de las clases de evento

En relación con las razones de enriquecimiento del carbono en el sedimento, éstas no se ven afectadas por la erosividad de las lluvias en los usos forestal y agrícola pero sí en el uso abandonado donde eventos más erosivos se traducen en mayores enriquecimientos de carbono en el sedimento siendo el POC el “pool” más sensible a la erosividad de la tormenta (Figura 7.6).

En el análisis de las RE de los diferentes “pools” de carbono en cada una de las clases de eventos establecidas se observa como en los eventos de baja y moderada intensidad no se encontraron diferencias significativas entre usos en el enriquecimiento de carbono del sedimento (RE_{COT}), pero si en los eventos de alta intensidad (clase 3) entre el uso abandonado y los usos forestal y agrícola debido fundamentalmente al alto valor de enriquecimiento del POC observado en el uso abandonado en eventos más erosivos (*Figura 7.6*). En RE_{POC} , por tanto, encontramos diferencias significativas entre el uso abandonado y los usos forestal y agrícola en los eventos de intensidad moderada y alta (clase 2 y clase 3), pero no en los eventos de baja intensidad (clase 1). Para las RE_{MAC} no se han encontrado diferencias entre los diferentes usos del suelo en los diferentes tipos de eventos o clases.

Las diferencias encontradas en los análisis de las RE_{COT} del sedimento agrupadas por clases de eventos respecto al análisis conjunto de todas las clases de eventos de precipitación, refuerzan la importancia individual de las características de la precipitación en un evento concreto en los procesos de erosión-transporte-sedimentación y su papel en la redistribución de los diferentes “pools” de carbono por la superficie terrestre en ambiente mediterráneo. En los eventos de mayores intensidades y precipitación (clase 3) la energía del flujo de la escorrentía es lo suficientemente elevada para poder erosionar y transportar partículas mayores de carbono asociadas al pool del POC, depositándolas en forma de sedimento. Mientras que los eventos de menor energía erosionan, transportan y depositan generalmente partículas de tamaño menor, asociadas al pool de carbono del MAC.

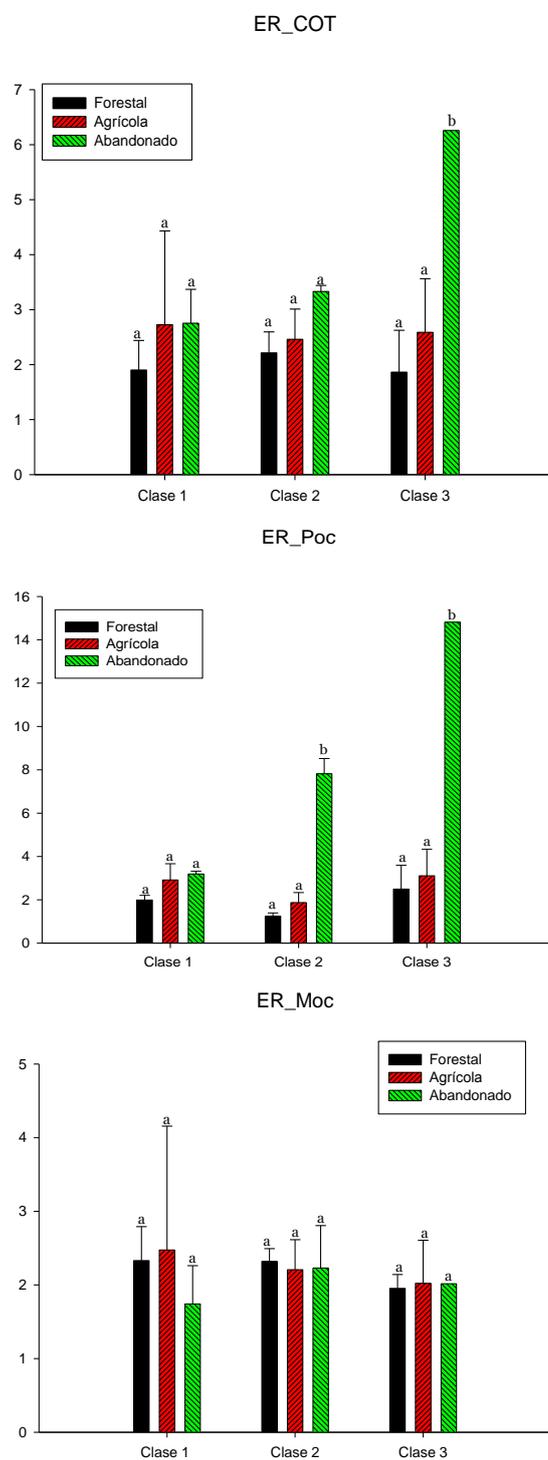


Figura 7. 7. Razones de enriquecimiento en los diferentes pools de carbono del sedimento (RE) según las clases de eventos .

Contribución de la erosión a las pérdidas de carbono orgánico total

En el capítulo 6 de esta tesis se ha analizado el stock de carbono en cada uno de los usos de suelo a nivel superficial y en profundidad, y se ha llegado a estimar una reducción anual del stock carbono en los usos agrícola y abandonado desde que estos fueron puestos en cultivo. La estimación de esta pérdida anual de carbono es una estimación simple, donde a partir del valor del stock actual de carbono en el uso forestal, y el tiempo transcurrido desde la puesta en cultivo de los usos alterados, se ha calculado la pérdida anual de carbono en cada uno de los usos.

Para los cálculos del stock de carbono hemos considerado un lapso de tiempo de 100 años desde que el uso agrícola fue puesto en cultivo, y hemos asumido para este análisis pérdidas de carbono anuales constantes. Con estas asunciones, observamos como el cambio de uso de forestal a un uso agrícola ha producido una diferencia entre ambos usos de $674.60 \pm 30.2 \text{ g Cm}^{-2}$ lo que representa unas pérdidas anuales a nivel superficial en el uso agrícola (0-5 cm) en el stock de COT (considerando 100 años desde que fue cultivado) en el suelo de $6,73 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}$. El total de carbono perdido por erosión en la zona agrícola fue de $5.12 \text{ g Cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ lo que representa una proporción significativa del COT perdido en esta zona.

La contribución de la erosión a la pérdida de carbono en el suelo se ve incrementada con el paso de los años desde la puesta en cultivo de un suelo forestal, y así lo ponen de manifiesto en la bibliografía autores como (Gregorich et al., 1998), afirmaron que la erosión era la responsable de la pérdida de un 20% del carbono del suelo después 23 años desde la puesta en cultivo, y que tras el paso de 54 años, la erosión era la responsable del 40-50% del carbono orgánico perdido. *Djong y Kachanoski (1988)*

afirmaron que en praderas de Canadá, cerca del 50% del carbono que se perdía era atribuido a pérdidas debidas a los procesos erosivos.

El papel que juega la erosión en la pérdida de carbono orgánico del suelo en zonas semiáridas es muy difícil de evaluar, debido principalmente a la heterogeneidad tanto espacial como temporal de los eventos de precipitación que se registran en estas zonas. Parece ser, que en los primeros años después de la puesta en cultivo de un uso forestal, el carbono se pierde preferiblemente debido a procesos de mineralización, y que después, pasados varios años es la erosión hídrica el factor principal que favorece la pérdida de carbono en el suelo (Boix-Fayos et al., 2009). El stock de carbono que hemos encontrado a nivel superficial en nuestro uso forestal es el doble del obtenido en los usos agrícola y abandonado, sin embargo es en el uso agrícola donde encontramos las mayores tasas de erosión.

Los valores absolutos de pérdida de carbono orgánico debido a los procesos erosivos que se han obtenido en este estudio son relativamente bajos comparados con los valores obtenidos por otros autores en otras regiones y usos de suelo (Zöbisch et al., 1995; Owens et al., 2002; Roose, 2004; Brunet et al., 2005). Sin embargo, es importante tener en cuenta que en áreas semiáridas, con suelos degradados, los niveles de materia orgánica del suelo son muy bajos, y por tanto la contribución relativa de la erosión a la pérdida de carbono es muy alta. Además, las características de las precipitaciones juegan un papel importante en la calidad y cantidad del carbono transportado en los sedimentos y escorrentía (como hemos visto en este capítulo) y son críticos en áreas semiáridas, donde como en

nuestro caso solo dos o tres eventos son los principales contribuyentes al carbono orgánico total exportado.

En relación con las formas de carbono movilizadas por erosión, en la literatura se encuentran resultados que sugieren que las fracciones de COT biológicamente más activas son más susceptibles de moverse en zonas agrícolas. Woods y Schuman (1998) observaron que después de 1 año de cultivo, el tamaño del pool de carbono más activo se redujo drásticamente a niveles comparables a los suelos que habían sido cultivadas durante 25 años. Los datos de este estudio muestran que el carbono orgánico más lábil (POC) que se perdió en el suelo en el área agrícola fue debido principalmente al efecto de los cultivos (biomasa total baja la producción y el residuo junto con la alta mineralización del carbono) en lugar de a la erosión, ya que la mayoría del carbono orgánico perdido en los sedimentos fue en forma de MAC. La contribución de la erosión del suelo al total de las pérdidas de carbono en la zona abandonada fue menor que la obtenida en el área agrícola.

7. 4. Conclusiones

- ❖ El cambio de usos de suelo afectó a la respuesta hidrológica y erosiva registrada durante el periodo de estudio. La reducción de la cubierta vegetal fue uno de los factores determinantes de tales cambios
- ❖ La intensidad de la precipitación, más que el volumen total de la misma, fue el factor determinante de la respuesta hidrológica y erosiva en los tres usos considerados.
- ❖ El uso agrícola fue el más afectado por el cambio de uso registrándose un 80% más de escorrentía y un 400% más de erosión que el uso forestal de referencia.
- ❖ En los usos forestal y agrícola se ha observado la existencia de una selectividad del transporte del proceso erosivo, con la movilización preferencial de partículas más finas de tamaño limo fino y arcilla. Sin embargo, en el uso abandonado este efecto no ha sido tan evidente detectándose, para algunos eventos, la movilización de material más grueso. Este hecho podría ser debido a la mayor relevancia de la erosión concentrada que la erosión laminar en esta zona (en determinados eventos).
- ❖ Las mayores tasas de erosión en el uso agrícola, comparada con los otros usos, se tradujeron en mayor movilización del carbono por erosión en dicha zona. La cantidad de carbono orgánico movilizado por erosión representó una proporción significativa del total de

carbono orgánico perdido al cambiar de uso forestal a agrícola. Este hecho pone de relieve el importante papel que juega la erosión en la dinámica del carbono.

- ❖ El carbono transportado por erosión estuvo básicamente ligado a la fase sólida. El carbono soluble en agua (CSA) varió en función de las características de cada evento de precipitación. Se encontraron correlaciones significativas entre el CSA y las características de la precipitación en los tres usos de suelo considerados.
- ❖ Las diferencias encontradas en las razones de enriquecimiento del carbono orgánico en los sedimentos y en los distintos tipos de eventos refuerza la importancia de las características de la precipitación en los procesos de erosión-transporte-sedimentación y su papel en la redistribución de los diferentes pools de carbono por la superficie terrestre en ambiente mediterráneo.
- ❖ En los eventos de mayores intensidades y volumen de precipitación (clase 3) la energía del flujo de la escorrentía es lo suficientemente elevada para poder erosionar y transportar partículas mayores de carbono asociadas al POC, depositándolas en forma de sedimento. Mientras que los eventos de menor energía erosionan, transportan y depositan generalmente partículas de tamaño menor, asociadas al MAC.
- ❖ Tanto eventos de alta como de baja intensidad son importantes en la movilización del carbono por erosión cuando se produce un cambio de uso forestal a agrícola en estas zonas. Eventos de baja intensidad y volumen de precipitación movilizan partículas

enriquecidas en nutrientes mientras que eventos de alta intensidad y volumen de precipitación transportan una gran cantidad de sedimento y, por tanto, mayor cantidad total de carbono orgánico.

- ❖ Los eventos de alta intensidad, no obstante, son críticos en estas zonas desde el punto de vista de la movilización del carbono por erosión ya que dos o tres eventos son los principales contribuyentes a las pérdidas totales de carbono por erosión en zonas semiáridas mediterráneas.
- ❖ Los datos de este estudio muestran que el carbono lábil perdido en el suelo en las zonas cultivadas fue debido fundamentalmente al cambio de uso más que al efecto de la erosión. Esto se desprende del hecho de que el principal pool movilizado por erosión fue en la forma más estable (carbono asociado a la fracción mineral).
- ❖ La cantidad de sedimento movilizado por erosión, más que la concentración de carbono en dicho sedimento, parece ser la causa principal de la pérdida total de carbono. Los mecanismos que determinan la pérdida de carbono orgánico por erosión están determinados por tres factores claves: i) distribución de los “pools” en los agregados del suelo; ii) energía cinética de la lluvia; y iii) estabilidad estructural del suelo.

Conclusiones generales

En nuestra zona de estudio, ambiente semiárido mediterráneo del sureste español, la transformación de un uso forestal a un uso agrícola ha implicado una modificación en las propiedades físicas del suelo. Uno de los principales factores que han intervenido en esta modificación ha sido la práctica de labores agrícolas y la ausencia de una eficaz cubierta vegetal tras el paso de un uso a otro. Podemos afirmar que el efecto del cambio de uso sobre las propiedades físicas de los suelos en estas zonas se produce básicamente en superficie, afectando en menor medida a las capas de suelo más profundo. Las propiedades físicas del suelo que se vieron más afectadas por el cambio de uso forestal a agrícola fueron las relacionadas con la capacidad de retención de agua en el suelo (reducción de un 45% en la disponibilidad de agua para las plantas) y la agregación (reducción en un 44% del porcentaje de agregados estables y de un 27% de agregados >2 mm).

Los agregados más sensibles al cambio de uso fueron los macroagregados (> 2 mm), mientras que tamaños de agregados más pequeños se mostraron más resistentes a la ruptura producida tanto por el laboreo como por otras fuerzas externas (lluvia etc....). De los índices de estabilidad aplicados, el TDI fue el índice que mejor mostró las diferencias de estabilidad de los agregados entre usos alterados y no alterados.

El uso abandonado presentó valores intermedios entre el uso forestal y agrícola en todas las propiedades estudiadas, mostrando un comportamiento similar al uso forestal en características hídricas (capacidad de retención de agua en el suelo), y acercándose más al uso

agrícola en propiedades relacionadas con la agregación (estabilidad de agregados (TDI) y porcentaje de macroagregados en superficie). Este resultado es un indicador de la fragilidad de los ecosistemas áridos y la dificultad en la recuperación de los mismos tras sufrir alteraciones antrópicas.

De igual manera que hemos observado con las propiedades físicas, los cambios en el carbono orgánico del suelo con el cambio de uso son más evidentes en la parte superficial del suelo que en las capas más profundas. En estas áreas semiáridas, el uso del suelo es el principal factor que controla el carbono orgánico en el suelo. El cambio de uso forestal a agrícola supuso una reducción de las concentraciones de carbono orgánico en los primeros 20 cm de suelo del 63%. El cambio de forestal a abandonado supuso una reducción del 50%.

La concentración de carbono orgánico ocluido en los agregados aumentó con la disminución del tamaño del agregado en todos los usos y profundidades consideradas. Estos resultados son un indicador de que la materia orgánica no es el principal agente de unión de tales agregados. El COT ocluido en los microagregados (0-25-0.05 mm), tanto en superficie como en profundidad, fue el carbono orgánico más afectado por los cambios de uso. Para los tres usos de suelo analizados, y en todas las clases de agregados y profundidad, el carbono mineral asociado (MAC) representó el mayor porcentaje del COT; excepto en el caso de los microagregados (0.25-0.05 mm) en superficie del uso forestal donde fue el carbono orgánico particulado (POC) el que representó el mayor porcentaje del COT.

La contribución del carbono orgánico particulado (POC) al COT, tanto en superficie como en profundidad, fue significativamente mayor en el uso forestal que en los usos alterados. Las mayores diferencias entre usos en esta fracción se encontraron en superficie (representando un 40%

y un 20% para los usos forestal y alterados, respectivamente). El carbono soluble en agua (CSA) representó una pequeña parte del COT (~2%). Las mayores diferencias entre usos de suelos, en este pool, se obtuvieron en los macroagregados pequeños entre el uso forestal y abandonado.

De igual manera que ha ocurrido con las concentraciones de carbono orgánico, el stock de COT, POC y MAC fue significativamente mayor en el uso forestal que en los usos alterados (abandonado y agrícola); tanto en superficie como en profundidad. El cambio de uso (tanto de forestal a agrícola como de forestal a abandonado) supuso una reducción de aproximadamente el 50% en el stock de COT en los veinte primeros centímetros del suelo (con pérdidas ligeramente mayores en POC que en MAC en ambos casos). En superficie, el cambio de uso supuso (tanto de forestal a agrícola como de forestal a abandonado) una reducción más acusada del POC (~70%) que del MAC (~35%). Sin embargo, en términos de stock total, la reducción por cambio de uso fue similar en los primeros veinte centímetros de suelo.

Tras la puesta en cultivo se observó una reducción importante del carbono orgánico total. Y tras el abandono del cultivo, el sistema en “recuperación natural”, en las condiciones ambientales mediterráneas, semiáridas en las que nos encontramos tardaría muchos años en incrementar sus niveles de carbono orgánico total. Las pérdidas de COT, tras la puesta en cultivo de una zona forestal, son debidas mayoritariamente a tres causas: 1) aceleración de la mineralización (oxidación) de la materia orgánica del suelo, debida a la ruptura de los agregados y aumento de la superficie de contacto con el oxígeno del aire; 2) reducción de los aportes de biomasa al suelo, tras el cambio en cobertura vegetal; y 3) aumento de las tasas de erosión del suelo. Estas causas afectan, en mayor medida al POC, más lábil, menos estabilizado y más rápidamente dependiente de los aportes vegetales que el MAC que es

bastante más estable en el suelo. Contrariamente a lo que ocurre con el POC, la reducción del MAC producida por el cambio de uso es más evidente a partir de los 5 cm de suelo.

Los suelos forestales, en las regiones áridas y semiáridas, están mayoritariamente confinados en zonas de montaña, en las que la capacidad potencial del suelo, para el secuestro de carbono, está restringida por la escasa profundidad del perfil debido a la aparición de la roca madre muy próxima a la superficie. En estas situaciones, la doble opción de secuestro de carbono y mejora de la productividad del suelo, mediante la implementación de adecuadas prácticas de manejo en suelos agrícolas, podría ser, tanto ambiental como económicamente, más rentable que la reforestación, a no ser que ésta se lleve a cabo en suelos profundos de áreas marginales.

El cambio de usos de suelo afectó a la respuesta hidrológica y erosiva registrada durante el periodo de estudio. La reducción de la cubierta vegetal fue uno de los factores determinantes de tales cambios. La intensidad de la precipitación, más que el volumen total de la misma, fue el factor determinante de la respuesta hidrológica y erosiva en los tres usos considerados. El uso agrícola fue el más afectado por el cambio de uso registrándose un 80% más de escorrentía y un 400% más de erosión que el uso forestal de referencia. Las menores tasas de escorrentía y mayores concentraciones de sedimento registrados en el uso abandonado, respecto al forestal, se tradujeron en una respuesta erosiva similar en ambas zonas. En los usos forestal y agrícola se ha observado la existencia de una selectividad del transporte del proceso erosivo, con la movilización preferencial de partículas más finas de tamaño limo fino y arcilla. Sin embargo, en el uso abandonado este efecto no ha sido tan evidente

detectándose, para algunos eventos, la movilización de material más grueso. Este hecho podría ser debido a la mayor relevancia de la erosión concentrada que la erosión laminar en esta zona (en determinados eventos). Las mayores tasas de erosión en el uso agrícola, comparada con los otros usos, se tradujeron en mayor movilización del carbono por erosión en dicha zona. La cantidad de carbono orgánico movilizado por erosión representó una proporción significativa del total de carbono orgánico perdido al cambiar de uso forestal a agrícola. Este hecho pone de relieve el importante papel que juega la erosión en la dinámica del carbono.

El carbono transportado por erosión estuvo básicamente ligado a la fase sólida. El carbono soluble en agua (CSA) varió en función de las características de cada evento de precipitación. Se encontraron correlaciones significativas entre el CSA y las características de la precipitación en los tres usos de suelo considerados. Las diferencias encontradas en las razones de enriquecimiento del carbono orgánico en los sedimentos y en los distintos tipos de eventos refuerza la importancia de las características de la precipitación en los procesos de erosión-transporte-sedimentación y su papel en la redistribución de los diferentes pools de carbono por la superficie terrestre en ambiente mediterráneo. En los eventos de mayores intensidades y volumen de precipitación (clase 3) la energía del flujo de la escorrentía es lo suficientemente elevada para poder erosionar y transportar partículas mayores de carbono asociadas al POC, depositándolas en forma de sedimento. Mientras que los eventos de menor energía erosionan, transportan y depositan generalmente partículas de tamaño menor, asociadas al MAC.

Tanto eventos de alta como de baja intensidad son importantes en la movilización del carbono por erosión cuando se produce un cambio de uso

forestal a agrícola en estas zonas. Eventos de baja intensidad y volumen de precipitación movilizan partículas enriquecidas en nutrientes mientras que eventos de alta intensidad y volumen de precipitación transportan una gran cantidad de sedimento y, por tanto, mayor cantidad total de carbono orgánico. Los eventos de alta intensidad, no obstante, son críticos en estas zonas desde el punto de vista de la movilización del carbono por erosión ya que dos o tres eventos son los principales contribuyentes a las pérdidas totales de carbono por erosión en zonas semiáridas mediterráneas.

Los datos de este estudio muestran que el carbono lábil perdido en el suelo en las zonas cultivadas fue debido fundamentalmente al cambio de uso más que al efecto de la erosión. Esto se desprende del hecho de que el principal pool movilizado por erosión fue en la forma más estable (carbono asociado a la fracción mineral). La cantidad de sedimento movilizado por erosión, más que la concentración de carbono en dicho sedimento, parece ser la causa principal de la pérdida total de carbono. Los mecanismos que determinan la pérdida de carbono orgánico por erosión están determinados por tres factores claves: i) distribución de los “pools” en los agregados del suelo; ii) energía cinética de la lluvia; y iii) estabilidad estructural del suelo.

Bibliografía

- Adams, W. A. (1973). The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *Journal of Soil Science*, 24, 10–17.
- Albaladejo, J., Lopez, J., Boix-Fayos, C., Barbera, G. G., Martínez-Mena, M. (2008). Long-term effect of a single application of organic refuse on carbon sequestration and soil physical properties. *Journal of Environmental Quality*, 37, 2093–9.
- Albaladejo, J., Martinez-Mena, M., Roldan, A., Castillo, V. (1998). Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Use and Management*, 14, 1–5.
- Albaladejo, J., Ortiz, R., Garcia-Franco, N., Navarro, A. R., Almagro, M., Pintado, J. G., Martínez-Mena, M. (2013). Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 265-277.
- Aguilera, S. (2000). Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de suelos. , Boletín N° 14, 77-85.
- Andriulo, A., Galantini, J. A., Pecorari, C., Torioni, E. (1990). Materia orgánica del suelo en la región pampeana I. Un método de fraccionamiento por tamizado. *Agrochimica*. 34, 475-477.
- Alias, L.J., Ortíz, R., Martínez, J., Alcaraz, F., López, B., (1987). Proyecto LUCDEME. Mapa de suelos 1:1000000. Cehegín 911:26-36
- Almagro, M., López, J., Albaladejo, J. (2010). Belowground carbon allocation patterns in a dry Mediterranean ecosystem: A comparison of two models. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, 1549-1557.
- Almagro, M., Querejeta, J.I, Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M. (2013). Links between vegetation patterns, soil C and N pools, and respiration rate under three different land-uses in a dry Mediterranean ecosystem. *J Soils Sediments*, 13, 641-653.

- Almagro, M., de Vente, J., Boix-Fayós, C., García-Franco, N., Melgares de Aguilar, J. González, D, Solé-Benet, A., Martínez-Mena, M. (2013). Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed mediterranean agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* (in press) doi:10.1007/s11027-013-9535-2
- Álvaro-Fuentes, J., Easter, M., Paustian, K. (2012). Climate change effects on organic carbon storage in agricultural soils of northeastern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 155, 87–94.
- Angima, S. D., Stott, D. E., O'Neill, M. K., Ong, C. K., Weesies, G. A. (2003). Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 97, 295–308.
- Arshad, M. A., Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88, 153–160.
- Balesdent, J. M. (1990). Effects on tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields. *J. Soil Sci.* , 41, 584-596.
- Bartholomeus, H. M., Schaepman, M. E., Kooistra, L., Stevens, A., Hoogmoed, W. B., Spaargaren, O. S. P. (2008). Spectral reflectance based indices for soil organic carbon quantification. *Geoderma*, 145, 28–36.
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Science*, 47, 151–163.
- Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R. I., Lark, R. M., Kirk, G. J. D. (2005). Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437, 245–248.
- Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A. ., Soriano-Soto, M., Tiemessen, I. (1998). Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a mediterranean climatological gradient. *Catena*, 32, 123-138.
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J., Martínez-Mena, M. (2009a). Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the

- catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133, 75–85.
- Boix-Fayos, C., Barberá, G. G., López-Bermúdez, F., Castillo, V. M. (2007). Effects of check dams, reforestation and land-use changes on river channel morphology: Case study of the Rogativa catchment (Murcia, Spain). *Geomorphology*, 91, 103–123.
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J., Martínez-Mena, M. (2009). Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133, 75–85.
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G. G., Castillo, V. M. (2008). The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes*, 22, 4922–4935.
- Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Calvo-Cases, A., Castillo, V., y Albaladejo, J. (2005). Concise review of interrill erosion studies in SE Spain (Alicante and Murcia): Erosion rates and progress of knowledge from the 1980s. *Land Degradation & Development*, 16, 517–528.
- Bowman, R. A., Vigil, M. F., Nielsen, D. C., Anderson, R. L. (1999). Soil Organic Matter Changes in Intensively Cropped Dryland Systems. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 186-191.
- Breshears, D. D., Nyhan, J. W., Heil, C. E., Wilcox, B. P. (1998). Effects of Woody Plants on Microclimate in a Semiarid Woodland: Soil Temperature and Evaporation in Canopy and Intercanopy Patches. *International Journal of Plant Sciences*, 159 (6),1010-1017
- Burbank, Douglas W. Anderson, Robert S., y Burbank, D. W. y A. (2011).. Tectonic and surface uplift rates. *Tectonic Geomorphology*, 25, 270 – 271).
- Buyanovsky, G. A., Aslam, M., y Wagner, G. H. (1994). Carbon Turnover in Soil Physical Fractions. *Soil Science Society of America Journal*. 58 (4) ,1167-1173,
- Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C., y Imeson, A. . (2003). Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. *Geomorphology*, 50, 269-291

- Cambardella, C. A., Elliot, E. T. (1994). Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 123–130.
- Cambardella, C. A., Elliott, E. T. (1992). Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56 (3), 777-783.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., de Vente, J., Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Asensio, C., Puigdefábregas, J. (2011). A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid south-eastern Spain. *Journal of Arid Environment*, 75, 1254-1261.
- Caravaca, F., Alguacil, M. M., Azcón, R., Díaz, G., Roldán, A. (2004). Comparing the effectiveness of mycorrhizal inoculation and amendment with sugar beet, rock phosphate and *Aspergillus niger* to enhance field performance of the leguminous shrub *Dorycnium pentaphyllum* L. *Applied Soil Ecology*, 25, 169–180.
- Carter, M. R. (2002). Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, 94, 38–47.
- Casanovas, e. n., Echeverría, H. E., Studdert, G. A. (1995). Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivo. Contenido total y distintas fracciones. *En Ciencia del Suelo*, 13, 16-20.
- Castillo, V. M., Martínez-Mena, M., Albaladejo, J. (1997). Runoff and Soil Loss Response to Vegetation Removal in a Semiarid Environment. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 1116-1121.
- Castro Filho, C., Lourenço, A., de F. Guimarães, M., Fonseca, I. C. B. (2002). Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Parana, Brazil. *Soil and Tillage Research*, 65 , 45-51.
- Ceballos, A. (2002). Soil-water behaviour of sandy soils under semi-arid conditions in the Duero Basin (Spain). *Journal of Arid Environments*, 51, 501-519
- 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.

- Cerdà, A. (1995). Soil moisture regime under simulated rainfall in a three years abandoned field in southeast Spain. *Physics and Chemistry of the Earth*, 20, 271-279
- Cerri, C. C., Bernoux, M., Cerri, C. E. P., Feller, C. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. *Soil Use and Management*, 20, 248–254.
- Chan, K. Y. (1997). Consequences of Changes in Particulate Organic Carbon in Vertisols under Pasture and Cropping. *Soil Science Society of America Journal*. 61 (5), 1376-1382.
- Chan, K. (2001). Soil organic carbon and soil structure: implications for the soil health of Sustainable Agriculture. En W. R. Lines-Kelly, *Soil Health. The Foundation of Sustainable Agriculture*, 36, 126-133.
- Chaney, K., Swift, R. S. (1984). The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *J. Soil Sci.*, 35, 223–230.
- Christensen, B. T. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. In *Evaluation of soil organic matter models*, Vol. I, 143–159.
- Christensen, B. (1992). Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. New York: B.A. Stewart. En S. Verlag, *Advances in Soil Science*, 20, 2-90.
- Christensen, B. T. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52, 345–353.
- Clark, W., Jager, J. (1997). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 39, 23-28.
- Davidson, E. A., Ackerman, I. L. (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 32, 331-345.
- Delprat, L., Chassin, P., Linères, M., y Jambert, C. (1997). Characterization of dissolved organic carbon in cleared forest soils converted to maize cultivation. *Developments in Crop Science*, 25, 257–266.

- Dewey, J. F., Lamb, S. H. (1992). Active tectonics of the Andes. *Tectonophysics*, 27, 169-183.
- Durán, R., Scoponi, L., Pesce, G., De Batista, M. (2012). Beneficios y costos ecológicos de sistemas de laboreo en el largo plazo. Estudio de caso en el SO bonarense, Argentina. *Economía Agraria Y Recursos Naturales*, 12, 57-76.
- Elliott, E. T., Cambardella, C. A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 12, 561-572.
- Elliott, E. T., Coleman, D. C. (1988). Let the Soil Work for Us. *Ecological Bulletins*, 12, 23-32.
- Evrendilek, F., Celik, I., Kilic, S. (2004). Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest ,grassland, and cropland ecosystems in Turkey, 59, 743-752.
- Feller, C., Beare, M. H. (1997). Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69-116.
- Fierer, N., Schimel, J. P. (2003). A Proposed Mechanism for the Pulse in Carbon Dioxide Production Commonly Observed Following the Rapid Rewetting of a Dry Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 67 , 798-805
- Flessa, H., Ludwig, B., Heil, B., Merbach, W. (2000). The origin of soil organic C, dissolved organic C and respiration in a long-term maize experiment in Halle, Germany, determined by ¹³C natural abundance. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 157-163.
- Foss, J. E. (2009). Soils and Societies: Perspectives from Environmental History. *Geoarchaeology*, 24, 111-112.
- Franzluebbers, A. J., Arshad, M. A. (1997a). Particulate Organic Carbon Content and Potential Mineralization as Affected by Tillage and Texture. *Soil Science Society of America Journal*, 61 , 1382-1386
- Franzluebbers, A. J., Arshad, M. A. (1997b). Soil Microbial Biomass and Mineralizable Carbon of Water-Stable Aggregates. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 1090-1097.

- Freibauer, A., Rounsevell, M. D. A., Smith, P., Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe, *Geoderma*, 122, 1–23.
- Galantini, J. A., Senesi, N., Brunetti, G., Rosell, R. (2004). Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma*, 123, 143–152.
- Galantini, J. A., Suñer, J. A. L. (2008). Las fracciones orgánicas del suelo: Análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*, XXV, 41–55.
- Gallart, F., Latron, J., Llorens, P. (2005). Chapter 1 Catchment dynamics in a Mediterranean mountain environment. The Vallcebre research basins (southeastern Pyrenees) I: Hydrology. *Developments in Earth Surface Processes*, 7, 1–16.
- Gallart, F., Latron, J., Llorens, P., Rabada, D. (1997). Hydrological functioning of Mediterranean mountain basins in Vallcebre, Catalonia: Some challenges for hydrological modelling. *Hydrological Processes*, 11, 1263–1272.
- Gallart, F., Llorens, P., Latron, J. (1994). Studying the role of old agricultural terraces on runoff generation in a small Mediterranean mountainous basin. *Journal of Hydrology*, 159, 291–303.
- García-Ruiz, J. M. (2010). The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena*. 81 (1),1-11.
- Garten, C. T., Ashwood, T. L. (2002). Landscape level differences in soil carbon and nitrogen: Implications for soil carbon sequestration. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 291–306.
- Gifford, R. (1994). The Global Carbon Cycle: A Viewpoint on the Missing Sink. *Australian Journal of Plant Physiology*, 21, 1-15.
- Golchin A. Skjemstad J.O., Clarke P., O. J. M. (1994). Soil Structure and Carbon Cycling. *Australian Journal of Soil Research*, 32, 1043–1068.
- Gregorich, E. G., Rochette, P., McGuire, S., Liang, B. C., Lessard, R. (1998). Soluble organic carbon and carbon dioxide fluxes in maize fields receiving Spring-Applied Manure. *Journal of Environment Quality*, 27,209-214.

- Gregorich, E. G., Rochette, P., VandenBygaart, A. J., Angers, D. A. (2005). Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 83, 53–72.
- Gregorich, E. A (1996). Storage of carbon in the light fraction and macroorganic matter. En M.R. Carter, *Structure and Soil Organic Matter Storage in agricultural soils*, 21, 167-190.
- Hammad, A. A., Lundekvam, H., Børresen, T. (2004). Adaptation of RUSLE in the eastern part of the Mediterranean region. *Environmental Management*, 34, 829–841.
- Harden, J. W., Sharpe, J. M., Parton, W. J., Ojima, D. S., Fries, T. L., Huntington, T. G., Dabney, S. M. (1999). Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 885-901.
- Haynes, R. J. (2000). Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 211–219.
- Herrera, C. M. (1984). Tipos Morfológicos y Funcionales en Plantas del Matorral Mediterráneo del Sur de España. *Studia Oecologica*, 12, 7–34.
- Huber, S., Prokop, G., D., al., B. E. (2008). Environmental Assessment of soil for Monitoring. En E. 2. communities., Luxembourg. volume I. Indicators and criteria pág. 339..
- Imeson, A. C., Lavee, H. (1998). Soil erosion and climate change: the transect approach and the influence of scale. *Geomorphology*, 23, 219–227.
- Ingram, J. S. I., Fernandes, E. C. M. (2001). Managing carbon sequestration in soils: Concepts and terminology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 87, 111–117.
- Jacinthe, P. A., Lal, R., Kimble, J. M. (2002). Carbon dioxide evolution in runoff from simulated rainfall on long-term no-till and plowed soils in southwestern Ohio. *Soil and Tillage Research*, 66, 23–33.

- Jacinthe, P. A., Lal, R., Owens, L. B., Hothem, D. L. (2004a). Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. *Soil and Tillage Research*, 77, 111–123.
- Janzen, H. H. (2006). The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry*. 38,419-424.
- Jin, K., Cornelis, W. M., Gabriels, D., Baert, M., Wu, H. J., Schiettecatte, W., Hofman, G. (2009). Residue cover and rainfall intensity effects on runoff soil organic carbon losses. *Catena*, 78, 81–86.
- Jin, K., Sleutel, S., Neve, S., Gabriels, D., Cai, D., Jin, J., Hofman, G. (2008). Nitrogen and carbon mineralization of surface-applied and incorporated winter wheat and peanut residues. *Biology and Fertility of Soils*, 44, 661-665.
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., Flessa, H. (2005). Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, 128, 63–79.
- Kern, J. S., Johnson, M. G. (1993). Conservation Tillage Impacts on National Soil and Atmospheric Carbon Levels. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 200-210.
- Kinnell, P. I. A. (2010). Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. *Journal of Hydrology*, 385 , 384-397.
- Kinsella, J. (1995). The effect of various tillage systems in soil compaction. *En Farming for a Better Environment, A White Paper (15-17)*. Ankeny, Iowa, USA: Soil and Water Conservation Society,.
- Shrestha RK, L. R. (2007). Soil Carbon and Nitrogen in 28-Year-Old Land Uses in Reclaimed Coal Mine Soils of Ohio. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1775-1783.
- Koutika, L. S., Bartoli, F., Andreux, F., Cerri, C. C., Burtin, G., Choné, T., Philippy, R. (1997). Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma*, 76, 87–112.

- Lal, R. (2001). Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 12, 519–539. Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29, 437–450.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623–1627.
- Lal, R., Bruce, J. P. (1999). The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Environmental Science & Policy*, 2, 177–185
- Lal, R., Follett, R. F., Kimble, J., Cole, C. V. (1999). Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. *Journal of Soil and Water Conservation*, 27, 374–381.
- Lal, R., Kimble, J. M. (1997). Conservation tillage for carbon sequestration, 29, 243–253.
- Lasanta, T., González-Hidalgo, J. C., Vicente-Serrano, S. M., Sferi, E. (2006). Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas. *Landscape and Urban Planning*, 78, 101–114.
- Lavee, H., Imeson, A. C., Sarah, P. (1998). The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean-arid transect. *Land Degradation and Development*, 9, 407–422.
- Lesschen, J. P., Cammeraat, L. H., Nieman, T. (2008). Erosion and terrace failure due to agricultural land abandonment in a semi-arid environment. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33, 1574–1584.
- López-Bermúdez, F. (1990). Soil erosion by water on the desertification of a semi-arid Mediterranean fluvial basin: the Segura basin, Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 33, 129–145
- López-Bermúdez, F. (1998). Vegetation and soil erosion under a semi-arid Mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). *Geomorphology*, 24, 51–58.
- Loveland, P., Webb, J. (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *soil and tillage research*, 70, 1–18.

- Lützw, M. v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426–445.
- Malicki, M. A., Plagge, R., Roth, C. H. (1996). Improving the calibration of dielectric TDR soil moisture determination taking into account the solid soil. *European Journal of Soil Science*, 47, 357–366.
- Malo, D. D., Schumacher, T. E., Doolittle, J. J. (2005). Long-term cultivation impacts on selected soil properties in the northern Great Plains. *Soil and Tillage Research*, 81, 277–291.
- Manrique, L. A., Jones, C. A. (1991). Bulk Density of Soils in Relation to Soil Physical and Chemical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 476-481.
- Martínez H, E., Fuentes E, J. P., Acevedo H, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de La Ciencia Del Suelo Y Nutrición Vegetal*, 8, 68–96.
- Martínez-Mena, M., Albaladejo, J., Castillo, V. M. (1998). Factors influencing surface runoff generation in a Mediterranean semi-arid environment: Chicamo watershed, SE Spain. *Hydrological Processes*, 12, 741–754.
- Martínez-Mena, M., Rogel, J. A., Castillo, V., Albaladejo, J. (2002). Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. *Biogeochemistry*, 61, 309–321.
- Martínez-Mena, M., Castillo, V., Albaladejo, J. (2002). Relations between interrill erosion processes and sediment particle size distribution in a semiarid Mediterranean area of SE of Spain. *Geomorphology*, 45, 261–275.
- Martínez Mena, M., Lopez, 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(1), 119–129.

- Martínez-Mena, M., Garcia-Franco, N., Almagro, M., Ruiz-Navarro, A., Albaladejo, J., Melgares de Aguilar, J., Gonzalez D., Querejeta JI., 2013. Decreased foliar nitrogen and crop yield in organic rainfed almond trees during transition from reduced tillage to no-tillage in a dryland farming system. *European Journal of Agronomy*, 49, 149-157.
- McCarty, G. W., Ritchie, J. C. (2002). Impact of soil movement on carbon sequestration in agricultural ecosystems. *Environmental Pollution* 116, 423-430).
- Millward, A. A., Mersey, J. E. (1999). Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena*, 38, 109-129.
- Morisada, K., Ono, K., Kanomata, H. (2004). Organic carbon stock in forest soils in Japan. *Geoderma*, 119, 21-32.
- Mwaura, F. M., Woomer, P. L. (1999). Fertilizer retailing in the Kenyan Highlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55, 107-116.
- Nicolau, J. M., Solé-Benet, A., Puigdefábregas, J., Gutiérrez, L. (1996). Effects of soil and vegetation on runoff along a catena in semi-arid Spain. *Geomorphology*, 14, 297-309.
- Oades, J., Waters, A. (1991). Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*. 29, 815 - 828
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270.
- Oldeman L.R. (1994). The global extent of soil degradation. In: *Soil Resilience and Sustainable Land Use*, Greenland DJ, Szabolcs I (Eds.). CAB International: Wallingford; 99-118.
- Olson, K. R., Lang, J. M., Ebelhar, S. A. (2005). Soil organic carbon changes after 12 years of no-tillage and tillage of Grantsburg soils in southern Illinois. *Soil and Tillage Research*, 81, 217-225.
- Owens, L. B., Malone, R. W., Hothem, D. L., Starr, G. C., Lal, R. (2002). Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practices. *Soil and Tillage Research*, 67, 65-73.
- 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, 156–165.
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H. H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Woomer, P. L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management*, 13, 230–244.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M. Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267, 1117–1123.
- Polyakov, V. O., Lal, R. (2004). Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. *Soil Science*. 169, 590-599.
- Ponce-Hernandez, R. (2004). Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land use changes. Book Series. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 155 pp.
- Post, W. M., Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6, 317–327.
- Puigdefàbregas, J. (2005). The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30, 133–147.
- Puigdefàbregas, J., Mendizabal, T. (1998). Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments*. 39 (2), 209-224.
- Puigdefabregas, J., Sole, A., Gutierrez, L., Del Barrio, G., Boer, M. (1999). Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: Results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth Science Reviews*, 48, 39–70.
- Quideau, S. A., Bockheim, J. G. (1996). Vegetation and Cropping Effects on Pedogenic Processes in a Sandy Prairie Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 536-545.
- R, Á. C. (2000). Short-term effect of tillage system on active soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soil*, 31, 157-161.

- Reicosky, D. C. (2002). Tillage and gas exchange. En: R. Lal, Encyclopedia of soil science (págs. 1333–1335). Boca Raton, Taylor & Francis.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., Porter, J. P. (1991). RUSLE: Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46, 30–33.
- Restrepo, J. C., Restrepo, J. D. (2005). Efectos naturales y antrópicos en la producción de sedimentos de la Cuenca del río Magdalena. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 29, 239–254.
- Rhoton, F. E. (2000). Influence of Time on Soil Response to No-Till Practices. *Soil Science Society of America Journal*. 64 (2), 700–709
- Romanyà, J., Rovira, P., Vallejo, R. (2007). Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. *Ecosistemas*, 16, 50–57.
- Romero Diaz, M. A., López Bermudez, F., Cabezas, F. (1992). Erosion and fluvial sedimentation in the River Segura basin (Spain). *Catena* 19 (83-84), 379-392.
- Romero-Díaz, A., Marín-Sanleandro, P., Ortiz-Silla, R. (2012). Loss of soil fertility estimated from sediment trapped in check dams. South-eastern Spain. *Catena*, 99, 42–53.
- Ruiz Sinoga, J. D., Martínez Murillo, J. F. (2009). Effects of soil surface components on soil hydrological behaviour in a dry Mediterranean environment (Southern Spain). *Geomorphology*, 18, 234–245.
- Rumpel, C., Eusterhues, K., Kögel-Knabner, I. (2010). Non-cellulosic neutral sugar contribution to mineral associated organic matter in top- and subsoil horizons of two acid forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, 379–382.
- Russell, A. E., Cambardella, C. A., Ewel, J. J., Parkin, T. B. (2004). Species, rotation, and life-form diversity effects on soil carbon in experimental tropical ecosystems. *Ecological Applications*, 14, 47-60.
- Sánchez, G., Puigdefabregas, J. (1994). Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology*, 9, 243-260.

- Schlesinger, W. H. (1986). Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. En R. Trabalka and D. E. Reichle, *The changing carbon cycle: A global analysis* (págs. 194–220). New York: Springer Verlag.
- Shrestha RK, L. R. (2007). Soil Carbon and Nitrogen in 28-Year-Old Land Uses in Reclaimed Coal Mine Soils of Ohio. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1775-1783.
- Schlesinger, W. H. (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 348, 232-234.
- Schlesinger, W. H., Pilmanis, A. M. (1998). Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry*, 42, 169–187.
- 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. Six, J., Elliott, E. T., y Paustian, K. (1999). Aggregate and Soil Organic Matter Dynamics under Conventional and No-Tillage Systems. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1350-1358
- 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., Ogle, S. M., Jay breidt, F., Conant, R. T., Mosier, A. R., Paustian, K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155–160.
- Smith, P., Goulding, K. W., Smith, K. A., Powlson, D. S., Smith, J. U., Falloon, P., Coleman, K. (2001). Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: Including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 237–252.
- Smith, P., Goulding, K. W. T., Smith, K. a, Powlson, D. S., Smith, J. U., Falloon, P., Coleman, K. (2000). Including trace gas fluxes in estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use and Management*, 16, 251–259.

- Spaeth, K. E., Pierson, F. B., Weltz, M. A., Blackburn, W. H. (2003). Evaluation of USLE and RUSLE estimated soil loss on rangeland. *Journal of Range Management*, 56, 234–246.
- Stallard, R. F. (1998). Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles* 12, 231-257.
- Studdert, G. A., Echeverria, H. E. (2000). Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1496–1503.
- Summerfield, M. A. (1991). Tectonic geomorphology. *Progress in Physical Geography*, 15, 193-205.
- Swift, R. S. (2001). Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*, 166, 858-871.
- Thornthwaite, C. W. (1948). An Approach Toward a Rational Classification of Climate. *Soil Science*, 38, 55-94.
- Tisdall, J. M., Oades, J. M., Science, S., Agricultural, W. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33, 141–163.
- Tisdall, J., Oades, J. (1980). The effect of crop rotation on aggregation in a red-brown earth. *Australian Journal of Soil Research* 18, 423-433.
- Truman, C. C., Shaw, J. N., Flanagan, D. C., Reeves, D. W., Ascough, J. C. (2009). Conservation tillage to effectively reduce interrill erodibility of highly-weathered Ultisols. *Journal of Soil and Water Conservation* 64, 265-275.
- Vallejo, V. R., Allen, E. B., Aronson, J., Pausas, J., Cortina, J., Gutiérrez, J. R. (2012). Restoration of Mediterranean-type woodlands and shrublands. In *Restoration Ecology: The New Frontier*, Second Edition (pp. 130–144).
- Van Noordwijk, M. H. (1999). Criteria and indicators of forest soils used for slash-and-burn agriculture and alternative land uses in Indonesia. In E. D. (Ed.), *Soils of Tropical Forest Ecosystems*. ASA publication.

- Van Remortel, R. D., Hamilton, M. E., Hickey, R. J. (2001). Estimating the LS Factor for RUSLE through Iterative Slope Length Processing of Digital Elevation Data within ArcInfo Grid. *Cartography*, 30, 27-36.
- Walkley, A. (1935). An Examination of Methods for Determining Organic Carbon and Nitrogen in Soils. (With One Text-figure.). *The Journal of Agricultural Science*, 25, 598-609
- Wander, M. M., y Bollero, G. A. (1999). Soil Quality Assessment of Tillage Impacts in Illinois. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 961-971.
- West, T. O., Marland, G. (2002). A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91, 217-232.
- Wiesmeier, M., Barthold, F., Blank, B., Kögel-Knabner, I. (2011). Digital mapping of soil organic matter stocks using Random Forest modeling in a semi-arid steppe ecosystem. *Plant and Soil*, 340, 7-24.
- Wilson, S. M., Pyatt, D. G., Malcolm, D. C., Connolly, T. (2001). The use of ground vegetation and humus type as indicators of soil nutrient regime for an ecological site classification of British forests. *Forest Ecology and Management*, 140, 101-116.
- Wischmeier, W., Smith, D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture Handbook, 537, 1-69.
- WRB, (2006). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, 103. FAO, Roma.
- Yeomans, J. C., Bremner, J. M. (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil 1. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19, 1467-1476.

Anexos.

Anexo 1.Perfiles del suelo

Uso Forestal

Localidad: Término municipal de Cehegín
 Situación: Sierra de Burete
 Coordenadas U.T.M.: 4212786 N; 607755 E
 Altitud: 638 m.s.n.m
 Pendiente: Suavemente inclinado
 Posición fisiográfica: Ladera de glacis
 Vegetación: *Pinus halepensis*, *Rosmarinus officinalis*,
Cistus clusii, *Thymus sp.*, *Helianthemus sp.*
 Material original: Coluvios calizos de ladera encostrados
 Condiciones de drenaje: Bien drenado
 Pedregosidad: Pedregoso
 Afloramientos rocosos: Moderadamente rocoso
 Salinidad: Libre de sales
 Erosión: Hídrica laminar, moderada
 Influencia humana: Apertura de calicata para colocar depósitos

Hor.	Prof. cm	
A	0-19	Pardo amarillento oscuro (10YR4/4) en estado húmedo y pardo-amarillento claro (10YR6/4) en seco. Textura franca. Estructura poliédrica subangular fina y media moderadamente desarrollada. Adherente; ligeramente plástico; muy friable; blando. Frecuentes poros muy finos, finos y medianos y pocos poros gruesos. Contiene frecuentes gravas y piedras angulosas e irregulares de calizas y costras. Presenta algunas pequeñas galerías y orificios cilíndricos de mesofauna y huecos de raíces. Son comunes las raíces muy finas y hay pocas raíces finas y medianas. Limite brusco y plano.
Ckm	+19	Horizonte petrocálcico, extremadamente cementado, continuo, estructura aglomerada y laminar en superficie. Muy calizo.

Hor	Prof. cm	M.O. %	C %	N mg/10 og	C/N	CO₃Ca %	pH	
							H₂O	ClK
A	0-19	2.32	1.35	144.13	9.37	41.18	8.02	7.38
Ckm	+19	*	*	*	*	84.30	*	*

Hor. T	C.E. cmol(+) kg⁻¹	H₂O	
		0.5 atm.	15 atm
A	16.24	0.55	14.88

Hor.	<2	2-20	20-50	50- 100	100- 250	250- 500	500- 1000	1000- 2000µm
A	28.1	31.2	10.2	4.5	4.4	4.5	8.3	8.9

uso Agrícola

Localidad : Término municipal de Cehegín

Situación : Sierra de Burete

Coordenadas U.T.M. : 4213049.49 N ; 607858.72 E

Altitud : 606.82 m.s.n.m

Pendiente : Suavemente inclinado

Posición fisiográfica : Ladera de glacis

Vegetación : Cultivo de olivos; plantas estacionales dispersas.

Material original : Coluvios calizos

Condiciones de drenaje : Bien drenado

Pedregosidad : Pedregoso

Afloramientos rocosos : Ninguno

Salinidad : Libre de sales

Erosión : Hídrica laminar moderada a severa

Influencia humana : Arado paralelo a las curvas de nivel con pequeños “caballones”

parcialmente erosionados

Clasificación del suelo : Calcisol hipercálcico

(FAO, 2006); Haplocalcid típico (USDA, 2006)

Hor.	<2	2-20	20-50	50-100	100-250	250-500	500-1000	1000-2000µm
A	22.3	23.7	17.8	5.9	6.8	7.0	10.5	6.0
Ck	19.7	33.6	17.2	5.6	5.4	6.2	8.7	3.6

Hor	Prof. cm	M.O. %	C %	N mg/100g	C/N	CO ₃ Ca %	pH	
							H ₂ O	CLK
Ap	0-20	1.15	0.67	99.47	6.74	61.90	8.13	7.36
Ck	+20	0.47	0.28	53.46	5.24	63.25	8.27	7.35

Hor.	Prof. cm	
Ap	0-20	Pardo oscuro (7.5YR5/6) en estado húmedo y pardo claro (7.5YR6/4) en seco. Textura franca. Estructura poliédrica subangular fina y media débilmente desarrollada. Adherente; ligeramente plástico; muy fiable; blando. Frecuentes poros muy finos y pocos finos y medianos. Contiene pocas gravas y muy pocas piedras irregulares y angulosas de costras y calizas. Pocas raíces muy finas y muy pocas raíces finas y medianas. Límite neto y plano.
Ck	+20	Amarillento rojizo (7.5YR6/6) en estado húmedo y amarillento rojizo (7.5YR8/6) en seco. Textura franco limosa. Estructura masiva. Adherente; ligeramente plástico; friable; ligeramente duro. Pocos poros finos y muy finos. Débilmente cementado. Frecuentes manchas blanquecinas medianas y grandes, definidas y con límites netos. Muy pocas gravas y piedras de forma irregular y angulosa de costras y calizas. Frecuentes nódulos pequeños y pocos grandes, blandos y duros, de forma irregular con tendencia a esférica, blanco rosáceos, de carbonato cálcico con óxidos de hierro. Muy pocas raíces.

Uso Abandonado

Localidad: Término Municipal de Cehegín
 Situación: Sierra de Buerte
 Coordenadas U.T.M.: 4213733.34 N; 607295.91 E
 Altitud: 599.66 m.s.n.m
 Pendiente: Suavemente inclinado.
 Posición fisiográfica: Ladera ligeramente ondulada
 Microtopografía:
 Vegetación: *Rosmarinus officinalis*, *Pinus halepensis*,
Thymus sp, *Cistus clusii*.
 Material original: Depósitos coluviales de margas triásicas.
 Condiciones de drenaje: Bien drenado.
 Pedregosidad: Muy pedregoso.
 Afloramientos rocosos: Ninguno.
 Salinidad: Libre de sales.
 Erosión: Hídrica laminar y en pequeños surcos moderada
 Influencia humana: Superficie antiguamente cultivada
 Clasificación del suelo: Regosol calcárico (FAO, 2006);
 Torriorthent típico (USDA, 2006)

Hor.	Prof. cm	Descripción Macromorfológica
A	0-17	Pardo oscuro (7.5YR5/5) en estado húmedo y pardo claro (7.5YR6/4) en seco. Textura franca. Estructura poliédrica subangular media débilmente desarrollada. Muy adherente; plástico; friable; blando. Pocas manchas blancas, pequeñas y medianas, definidas y con límite neto. Frecuentes poros muy finos y pocos finos y medianos. Contiene pocas gravas de forma irregular de areniscas principalmente. Muy pocas raíces muy finas y muy pocas finas. Límite gradual e irregular.
C1	17-42	Pardo (7.5YR5/4) en estado húmedo y pardo claro (7.5YR6/4) en seco. Textura franca. Estructura masiva. Muy adherente; plástico; friable; ligeramente duro. Pocas manchas blancas, medianas y grandes, definidas y con límite neto. Pocos poros muy finos y finos. Contiene pocas gravas de forma irregular de areniscas principalmente. Muy pocas raíces muy finas y medianas. Límite neto e irregular.
C2	+42	Amarillento rojizo (7.5YR6/5) en estado húmedo y amarillento rojizo (7.5YR7/5) en seco. Textura franca. Estructura masiva. Muy adherente; plástico; friable; duro. Muy pocos poros finos. Frecuentes gravas y pocas piedras de forma irregular de areniscas y calizas. Muy pocas raíces muy finas.

Hor	Prof. cm	M.O. %	C %	N mg/10 og	C/N	CO ₃ Ca %	pH	
							H ₂ O	ClK
A	0-17	1.05	0.61	106.50	5.73	32.32	8.30	7.34
C1	17-42	0.53	0.31	71.12	4.36	35.33	8.38	7.40
C2	+42	0.38	0.22	39.67	5.55	34.89	8.28	7.29

Hor.	T cmol(+)kg ⁻¹	C.E. dSm ⁻¹	H ₂ O	
			0.5 a.m..	15 a.m.
A	10.28	0.80	26.29	11.88
C1	9.25	0.36	21.11	11.81
C2	8.83	0.28	21.31	12.00

Hor.	<2 μm	2-20	20-50	50-100	100-250	250-500	500-1000	1000-2000μm
A	26.1	28.6	14.2	4.7	5.7	5.6	7.5	7.7
C1	26.7	27.7	20.7	3.9	4.6	9.8	4.2	2.5
C2	23.3	26.8	21.8	4.6	5.5	5.1	6.1	6.8

Anexo 2. Carbono orgánico en los perfiles del suelo.

Perfil	Uso	Profundidad Máxima (cm)	Intervalos	COT (g/kg)
X5	Agrícola (Olivos)	87	0-10	9.24
			10-20	11.51
			20-30	6.14
			30-37	9.56
			37-44	11.23
			44-49	11.72
			49-55	11.61
			55-61	9.04
			61-67	5.93
			67-74	8.43
			74-79	3.92
			79-83	4.59
			83-87	5.31
X6	Agrícola (Olivos)	111	0-12	8.08
			12-20	5.62
			20-26	7.23
			26-34	10.94
			34-43	6.01
			43-52	9.03
			52-60	6.97
			60-70	5.39
			70-77	4.69
			77-85	3.51
			85-91	3.04
			91-98	1.94
			98-105	3.09
105-111	1.45			

Perfil	Uso	Profundidad Máxima (cm)	Intervalos	COT (g/kg)
X7	Agrícola (Olivos)	53	0-10	8.50
			10-18	7.22
			18-25	5.01
			25-32	5.30
			32-40	3.31
			40-47	3.32
			47-53	0.99
X8	Agrícola (Olivos)	30	0-10	6.32
			10-14	3.54
			14-23	9.32
			23-30	5.67
X9	Agrícola (Olivos)	68	0-16	10.66
			16-23	11.30
			23-27	7.72
			27-33	8.54
			33-39	6.03
			39-48	3.82
			48-52	2.67
			52-57	4.40
			57-64	3.85
64-68	5.71			
X10	Agrícola (Olivos)	26	0-9	9.64
			9-15	7.35
			15-20	17.87
			20-26	7.63

Perfil	Uso	Profundidad Máxima (cm)	Intervalos	COT (g/kg)
X11	Agrícola (Olivos)	85	0-11	9.12
			11-16	11.14
			16-21	9.02
			21-28	7.95
			28-35	5.76
			35-41	4.62
			41-44	5.67
			44-50	3.96
			50-57	4.37
			57-62	6.46
			62-68	6.56
			68-71	2.71
			71-75	2.59
			75-81	1.92
81-85	7.55			

Perfil	Uso	Profundidad Máxima (cm)	Intervalos	COT (g/kg)
X12	Agrícola (Almendros)	106	0-15	7.99
			15-20	8.16
			20-26	7.62
			26-32	5.57
			32-38	5.04
			38-44	5.98
			44-52	6.24
			52-60	6.21
			60-68	4.55
			68-73	5.64
			73-78	3.79
			78-84	1.87
			84-88	2.59
			88-93	3.15
			93-96	1.49
96-101	1.76			
101-106	2.41			

X13	Agrícola (Almendros)	54	0-8	5.45
			8-17	3.74
			17-24	3.70
			24-31	2.65
			31-33	3.82
			33-39	0.28
			39-45	0.70
			45-50	0.28
			50-54	0.42

Perfil	Uso	Profundidad Máxima (cm)	Intervalos	COT (g/kg)
X3	Abandonado	122	0-7	3.42
			7-12	4.2
			12-17	2.67
			17-22	1.13
			22-26	0.64
			26-32	1.5
			32-37	1.41
			37-42	1.7
			42-52	1.53
			52-57	1.3
			57-61	1.15
			61-65	1.72
			65-68	1.03
			68-72	1.25
			72-78	2.3
			78-85	0.78
			85-88	1.7
			88-92	1.62
			92-98	1.58
			98-104	1.54
104-108	2.22			
108-112	2.16			
112-115	2.59			
115-119	0.39			
119-122	2.25			

Perfil	Uso	Profundidad Máxima (cm)	Intervalos	COT (g/kg)
X4	Abandonado	122	0-7	10.65
			7-14	10.55
			14-20	5.53
			20-25	1.04
			25-30	4.14
			30-34	2.44
			34-39	0.65
			39-44	0.77
			44-50	0.9
			50-55	2.76
			55-59	0.76
			59-61	2.22
			61-65	1.7
			65-68	1.15
			68-74	2.6
			74-80	0.26
			80-84	2.7
			84-89	1.4
			89-94	0.78
			94-100	0.78
100-105	1.43			
105-110	0.39			
110-116	2.32			
116-122	0.39			
Perfil	Uso	Profundidad Máxima (cm)	Intervalos	COT (g/kg)
X1	Agrícola (Olivos)		0-10	15.56
			10-20	8.12
			20-30	7.64
			30-40	9.51
			40-50	10.73
			50-58	5.62
			58-68	3.77
			68-75	6.32

