**Alternativas desde la economia circular para la restauración de paisajes forestales meditarráneos: técnicas de manejo del suelo y restauración de cubierta**

P. Hueso-González1; J.M. Martínez-Murillo1; J.D. Ruíz-Sinoga1

1 Departamento de Geografía, Universidad de Málaga. Instituto de Geomorfología y Suelos (IGSUMA). Andalucía Tech. Campus de Teatinos s/n, 29071, Málaga, España.

Correspondencia a: P. Hueso-González ([phueso@uma.es](mailto:phueso@uma.es))

**RESUMEN**

La transición hacia una economía circular, en la se reduzca la generación de residuos, es una necesidad real para lograr una economía sostenible. Dentro de ella, cobra particular importancia la gestión de los bioresiduos, tanto por la cantidad que suponen como por las implicaciones ambientales de su mala gestión. El objetivo de este estudio es evaluar los efectos de los bioresiduos como técnicas de restauración en paisajes forestales mediterráneos degradados. Para el mismo, se utilizan dos tipos de acolchados orgánicos generados como subproductos de actividades silvícolas y agrícolas en el entorno más inmediato al área de estudio: (i) bioresiduo tipo acolchado de restos de paja y; (ii) bioresiduo tipo acolchados de astillas de pino carrasco (*Pinus halepensis Mill*.). Nuestros resultados describen un aumento de la macro-agregación y las tasas de infiltración del suelo, en los primeros en los 24 primero meses, tras la adición de los dos tipos de bioresiduos. Ello ha permitido un mejor aprovechamiento del agua disponible en el perfil del suelo, generando aumento en las tasas de supervivencia. Desde un punto de vista de gestión forestal, tras este estudio, se puede sugerir el uso de bioresiduos en los procesos de restauración de cubierta en áreas forestales mediterráneas.

**Palabras clave:** economía circular**;** restauración forestal; paisajes mediterráneos; acolchado orgánico; bioresiduos.

**ALTERNATIVES FROM THE CIRCULAR ECONOMY FOR THE RESTORATION OF MEDITERRANEAN FOREST LANDSCAPES: SOIL MANAGEMENT TECHNIQUES AND VEGETATION RECOVERY RESTORATION**

**ABSTRACT**

Nowadays, the transition to a Circular Economy, in which wastes can be reduced, responds to a real and tangible need. Base on this, the management of organic residues acquires special prominence. This is because of the huge amount produced and because of the environmental implications of their mismanagement. Base on this premise, the objective of this study is to evaluate the effects of certain types of organic residues as restoration techniques in a degraded Mediterranean area. Two types of organic wastes are selected: (i) Straw mulch; (ii) mulch with chipped branch of *Pinus halepensis Mill*. The wastes have been generated as secondary products during forestry and agricultural activities in the surrounding area. With independence of the treatment used, our results show an increase in macro-aggregate stability and in the infiltration rates. This implies that a better use of the available water for plant and an increase in survival plant rates. Thus, and from the land management point of view, the use of bio-wastes can be effective techniques to restore Mediterranean degraded areas.

**Key words:** circular economy**,** forest restoration, mediterranean landscapes, organic mulch, bio-waste.

1. **INTRODUCCIÓN**

Según el Instituto Nacional de Estadística Español, las empresas gestoras de residuos urbanos recogieron un total de 21,3 millones de toneladas de residuos en el año 2014 (INE, 2016). Así, en términos globales, las emisiones generadas por el tratamiento y eliminación de dichos residuos en nuestro país, constituyen el 4% del total de las emisiones de gases de efecto invernadero y el 6,5% de las emisiones procedentes de los sectores difusos (CONAMA, 2016). La transición hacia una economía circular, en la que los recursos se conserven y se reduzca la generación de residuos es una necesidad real para lograr una economía sostenible (Lett., 2014). El concepto de economía circular se apoya en los fundamentos de la escuela ecologista, y propone un cambio al paradigma “reducir, reutilizar y reciclar” por una transformación más profunda y duradera, que permita disminuir el impacto causado por las actividades humanas sobre el medio ambiente (WEF, 2014). Este modelo otorga al residuo un papel dominante y se sustenta en la reutilización inteligente del desperdicio, sea este de naturaleza orgánica o de origen tecnológico, en un modelo cíclico que imita a la naturaleza y se conecta con ella. Bajo este enfoque, el residuo pierde su condición de tal y se convierte en la materia prima “alimentaria” de los ciclos naturales o se transforma para formar parte de nuevos productos tecnológicos, con un mínimo gasto energético (Lett., 2014).

Ante este nuevo paradigma, la estrategia de la Unión Europea en materia de economía circular, está enfocada a utilizar de forma eficiente los recursos disponibles, optimizando los flujos de materiales, el consumo de energía y la gestión de los residuos. Por ello, en la Directiva Marco de Residuos (DMR, 2008) se establece la obligatoriedad de todos los Estados miembros a tomar medidas para fomentar la prevención, la reutilización de los productos y las actividades de preparación para la reutilización y el reciclado, garantizando el cumplimiento de una serie de objetivos claramente definidos de reducción, preparación para la reutilización, reciclado y valorización. En esta misma línea, y de conformidad con la Ley 22/2011, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, ha elaborado un Plan estatal marco de gestión de residuos (PEMAR, 2013), que contiene la estrategia general de la política de residuos, las orientaciones y la estructura a la que deberán ajustarse los planes autonómicos, así como los objetivos mínimos a cumplir de prevención, preparación para la reutilización, reciclado, valorización y eliminación. Dentro de ella, cobra particular importancia la gestión de los residuos orgánicos o bioresiduos, tanto por la cantidad que suponen como por las implicaciones ambientales de su mala gestión.

La prevención y la gestión adecuada del residuo orgánico, además de reducir las emisiones causantes del cambio climático, contribuirán a la gestión sostenible de los recursos, la protección del suelo, al estímulo de las energías renovables y al cumplimiento de la normativa en materia de residuos (Luna-Ramos y Solé, 2015). La correcta gestión de los biorresiduos está considerada como una de las claves para conseguir un eficiente sistema de gestión de residuos. Teniendo siempre presente la prioridad de prevenir su generación, una vez generados, si los biorresiduos se recogen de forma separada, se obtiene una enmienda orgánica muy valiosa que puede utilizarse como componente de sustratos y para incrementar el contenido en materia orgánica de los suelos, mejorando la fertilidad y el rendimiento de los cultivos. Así, numerosos investigadores han llegado a una serie de conclusiones positivas acerca del uso de bioresiduos como técnicas de fertilización en suelos agrícolas degradados (Méndez et al., 2012; García-Orenes 2009; 2010; 2012; Yilmaz et al., 2010; Macci et al., 2012; Tejada y González, 2003; Srinivasarao et al., 2013). Estos autores afirman que la adición de un residuo orgánico al suelo incrementa, a medio plazo, los niveles de carbono orgánico (SOC) en el mismo. Además, se ha demostrado que el incremento del SOC, introducido por las enmiendas, favorece el contenido total de arcillas en el perfil y, consecuentemente, los procesos de agregación de los suelos después del arado (Hueso-González et al., 2014). El suelo por tanto, presentará mejor estructura, lo que implica mayor capacidad para contener agua útil, incremento en la permeabilidad y disminución de los encortamientos superficiales (Tejada y González, 2003). La conjunción de estos tres parámetros, da lugar a un aumento en la capacidad de infiltración y un incremento de la cubierta vegetal que sostiene (Hueso-González et al., 2017). Sin embargo, los beneficios de los bioresiduos orgánicos que han sido bien descrito en el caso de suelos agrícolas, están aún por demostrar sobre suelos naturales y bajo un fin forestal.

El objetivo de este estudio es analizar los beneficios de dos tipos de bioresiduos orgánicos bajo condiciones forestales semiáridas. Concretamente, se pretende evaluar los efectos de ambos residuos como enmiendas de mejora de la estructura edáfica en los primeros años después de ejecutar el plan de revegetación. Los objetivos específicos del estudio son: (i) evaluar el efecto de las enmiendas en la agregación del suelo; (ii) evaluar el efecto de las enmiendas en la capacidad de infiltración del suelo; (iii) relacionar los cambios introducidos en ambos parámetros con la supervivencia de la vegetación introducida.

**2. Materiales y métodos**

2.1. Área experimental

El área experimental “El Pinarillo” se encuentra ubicada a 470 m.s.n.m., en la parte alta de un abanico aluvial formado por conglomerados calcáreos y dentro del Parque Natural Sierra Tejeda, Almijara y Alhama (sureste de España). El clima es seco-mediterráneo con una temperatura media de 18ºC y una precipitación media 589 mm año-1. Las parcelas experimentales se encuentran ubicadas en la cara sur de una ladera con uso agrícola hasta mediados de los años 1950. Además, la ladera se ha visto expuesta a los efectos del fuego en los veranos de 1975 y 1991. Los suelos son de tipo Leptosoles líticos y eútricos con textura franco arenosa (arena = 60%, limo = 32%, arcilla = 8%) y presentan un elevado contenido en gravas (>50%) (total de grava = 56%; grava > 10f mm = 31%; grava 2f mm = 10 %; grava 1f mm = 15%). El perfil edáfico típico es ACk/Bw, resultado de una elevada fracturación en la roca madre y con contenido de carbono orgánico medio-bajo (LUCDEME, 1986). Las propiedades y características de suelos en el entorno próximo al área experimental se encuentran recogidas en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades del suelo bajo condiciones naturales en el área experimental El Pinarillo. Dónde: MAGS, estabilidad estructural para los macroagregados (agregados ≥ 0,250 mm); mAGS estabilidad estructural para los microagregados (agregados < 0,250 mm), CIC: capacidad de intercambio catiónico; CT: Carbono total; NT; Nitrógeno total; C/N: ratio carbono/nitrógeno; EC: Conductividad eléctrica; SOC: contenido de carbono orgánico; SWC: Contenido de agua en el suelo.

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Precipitación anual |  | (mm año 1) |  |  |  | 589 |
| Régimen climático |  |  |  |  |  | Seco |
| Especies dominantes |  |  |  |  |  | *Chamaerops humilis, Cistus albidus, Rosmarinus officinalis* |
| Propiedades del suelo |  |  |  |  |  |  |
| *Gravas* |  | (%) |  |  |  | 56 |
| *Arena* |  | (%) |  |  |  | 60 |
| *Limo* |  | (%) |  |  |  | 32 |
| *Arcilla* |  | (%) |  |  |  | 8 |
| *MAGSs* |  | (%) |  |  |  | 34,1 |
| *mAGS* |  | (%) |  |  |  | 64,2 |
| *CIC* |  | meq 100 g-1 |  |  |  | 120,4 |
| *CT* |  | (%) |  |  |  | 12,5 |
| *NT* |  | (%) |  |  |  | 0,2 |
| *C/N* |  |  |  |  |  | 74 |
| *SOC* |  | (%) |  |  |  | 1,9 |
| *pH* |  |  |  |  |  | 8 |
| *EC* |  | (µS cm-1) |  |  |  | 501 |
| Humedad |  | (%) |  |  |  | 8,7 |
| Conductividad hidráulica |  |  |  |  |  |  |
| *-0,5 cm* |  | (cm h-1) |  |  |  | 1,54 |
| *-2,0 cm* |  | (cm h-1) |  |  |  | 0,56 |
| *-6,0 cm* |  | (cm h-1) |  |  |  | 0,42 |
| Capacidad de campo SWC |  | (%) |  |  |  | 25,2 |
| Punto de marchitez SWC |  | (%) |  |  |  | 6,4 |
| Agua disponible |  | (%) |  |  |  | 18,8 |

2.2. Parcelas, enmiendas y reforestación

Un set de 6 parcelas experimentales se estableció en octubre de 2010 (24 m2; 2 m de ancho; 12 m de largo; pendiente homogénea: 7,5%; orientación: 170Nº). La escasa cobertura vegetal que existía de forma natural, fue eliminada al comienzo del estudio para homogenizar y evitar interferencias en los resultados. Posteriormente, en mayo de 2011, se aplicaron en cuatro de las seis parcelas, dos tipos de acolchados orgánicos al suelo generados como subproductos de actividades silvícolas y agrícolas en el entorno inmediato a las parcelas: (i) acolchado de restos de paja (SM) y; (ii) acolchados de astillas de pino carrasco (*Pinus halepensis Mill*.) (PM). Cada tratamiento fue replicado al azar en dos parcelas y ambas enmiendas se aplicaron a una dosis de 10 Mg ha-1.

Seis meses más tarde, noviembre de 2011, todas las parcelas se reforestaron con el mismo número de plantas y patrón espacial de arbustos mediterráneos. Las especies vegetales utilizadas fueron *Lavadula stoechas Lam., L. dentatae L., L. multifida L., R. officinalis L. y T. capitatus L*. Para cada parcela, la vegetación se plantó utilizando un patrón al tres bolillo con 0,5 m entre plantas. Durante el proceso de reforestación, el suelo se volteó hasta los 25 cm de profundidad. En este estudio la condición control (C), la conforman 2 parcelas experimentales que fueron reforestadas pero no enmendadas.

2.3. Muestreo, análisis de las propiedades del suelo y mediciones

El suelo de las parcelas reforestadas fue muestreado en: (i) primavera del año 1 (6 meses después de la repoblación forestal); (ii) otoño del año 1 (12 meses después de la repoblación forestal); (iii) primavera del año 2 (18 meses después de la repoblación forestal); y (iv) otoño del año 2 (24 meses después de la repoblación forestal). La estrategia de muestreo para cada parcela, envolvía una colección de 4 muestras de suelo alterado que fueron tomadas en superficie (0-10 cm de profundidad). Total de 8 muestras por tratamiento y fecha de muestreo. El hecho el muestreo se haya limitado a la capa superficial del suelo viene motivado por dos supuestos de partida: (i) es la capa superficial del suelo la que puede presentar más variaciones espacio/temporales en su estructura, respecto los horizontes en profundidad, debido a su exposición a los agentes externos; (ii) las características del horizonte superficial del suelo condicionan el funcionamiento de algunos procesos geomorfológicos, que a su vez, serán determinantes en el desencadenamiento de los procesos de infiltración (Boix-Fallos, 1999).

El estudio de la agregación del suelo se basó en la medida de la estabilidad estructural. El procedimiento utilizado fue por el método de Wet-Sieving (Kempler y Rosenau, 1986; Madari et al., 2005). Concretamente, para el análisis de los resultados se utilizará el concepto de macro-agregado (MAGS) y micro-agregado (mAGS) descrito en principio por Edwards y Bemner (1967) y retomado por Tisdall y Oades (1979; 1982), Elliot (1986) y Miller y Jastrow (1990). Estos autores establecían un umbral de MAGS y mAGS en el tamaño 250 µm (0,250 mm).

2.4. Experimentos de infiltración y conductividad hidráulica no saturada

Siguiendo el esquema de trabajo de Ruiz-Sinoga et al. (2003), mediante el uso del infiltrómetro de minidisco (Zhang., 1997), en cada parcela y de forma aleatoria, hemos llevado a cabo cuatro medidas de conductividad hidráulica no saturada (KiSat). Estas medidas fueron realizadas en dos secuencias temporales diferentes atendiendo a condiciones de suelo seco y húmedo. Las fechas de muestreo seleccionadas fueron: (i) estación seca del año 1 (condición de suelo seco, 12 meses después de la reforestación); (ii) Estación húmeda del año 2 (condición de suelo húmedo, 18 meses después de la reforestación). En cada tratamiento, set de dos parcelas, se han realizado un total de 10 experimentos de infiltración para cada una de las succiones y fecha de muestreo. Esto.

Los experimentos con el infiltrómetro de minidisco se realizaron con tensiones de -0,5, -2,0 y -6,0 cm., lo que nos ha permitido evaluar el papel jugado por los diferentes tamaño de poros implicados en el flujo de agua a través del suelo (Robichau et al, 2008). Esto es que cada una de las tensiones mencionadas, se relaciona con un tamaño de poro del suelo: macro-poros, meso-poros y micro-poros, para las tensiones -0,5, -2,0 y -6,0 cm, respectivamente (Ruiz-Sinoga et al., 2003). Ello nos permitirá dilucidar la influencia de los agregados y su tamaño en la respuesta hidrológica.

2.5. Seguimiento y monitoreo de la vegetación

La estrategia diseñada para el seguimiento espacio-temporal de la vegetación reforestada es la siguiente; con independencia del manejo y una vez reforestadas las parcelas experimentales; en la primavera del año 1, coincidiendo con el fin de la primera estación húmeda, antes del inicio de la sequía estival, los plantones plantados en cada parcelas experimental se supervisaron y se procedió al conteo de marras. A partir de ese momento los plantones se han revisado dos veces al año durante un periodo de 24 meses. Concretamente, la frecuencia ha sido: (i) 6 meses después de la reforestación (primavera del año 1); (ii) 12 meses después de la reforestación; (iii) 20 meses después de la reforestación; (iv) 30 meses después de la reforestación. Esta frecuencia de monitoreo, se seleccionó coincidiendo con el comienzo y fin de las estaciones secas y húmedas mediterráneas (Fig. 1). La metodología ha sido seleccionada atendiendo a los criterios previamente establecidos por Castro et al. (2002) y Gómez-Aparicio et al. (2004). El conteo de los individuos se ha realizado insitu. Durante el conteo se ha anotado el estado fenológico de la planta (vivo o muerto).

Figura 1: Variabilidad temporal de las precipitaciones y temperatura para el periodo de estudio, octubre 2011 a marzo 2014. \* indica las diferentes campañas de monitoreo de la vegetación.



2.6. Tratamiento estadístico

La normalidad y homogeneidad de varianzas se verifica por las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente. El límite de significancia seleccionado para los análisis es de P < 0,050. Las diferencias en las propiedades del suelo, KiSat, MAGS y mAGS, se han medido utilizando la prueba de análisis de varianza para una vía (ANOVA de una vía). Las diferencias entre tratamientos se han determinado mediante el test de Tukey o Games-Howell. Para los datos de vegetación, se ha utilizado un análisis de modelos lineales generalizados (GLM, Bólker et al., 2009). Este análisis nos ha permitido controlar el efecto de parámetros fijos, como son las enmiendas o las especies, y los efectos aleatorios generados al replicar las parcelas. Además, para identificar diferencias significativas en el crecimiento (P < 0,050), se ha aplicado el test de Tukey.

Todos los análisis se han llevado a cabo usando el software estadístico SPSS (versión 21) para Windows (IBM Corp. Released., 2012).

1. **Resultados**
   1. Efecto de los acolchados en la estabilidad estructural del suelo
      1. Estabilidad estructural en los suelos control

En las parcelas reforestadas y no enmendadas (C) la estabilidad estructural medida para los MAGS fue baja, oscilando los valores entre el 12,2±3,8% y el 27,8±17,3%, dependiendo de la fecha de muestreo (Tabla 2). Así, para la primavera y otoño del año 1, los valores fueron inferiores, encontrándose próximos al 10%, mientras que para las fechas primavera y otoño del año 2 alcanzan valores algo superiores, cercanos al 20% (Tabla. 2).

Tabla 2. Porcentaje de macroagregados (≥ 0,250 mm) para los diferentes muestreos. Dónde: C, suelos reforestados y no emendados; SM, suelos enmendados con un mulch de poda; PM, suelos enmendados con un mulch de astillas de pino (Aleppo pine); Primavera 1, 6 meses después de la reforestación; Otoño1, 12 meses después de la reforestación; Primavera2, 18 meses después de la reforestación, Otoño2, 24 meses después de la reforestación. Los números marcados con un asterisco (\*) representan la existencia de diferencias significativas (*p*-valor ≥ 0,05) entre los tratamientos y el control (C).

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  | Primavera1 | |  | Otoño1 | |  | Primavera2 | |  | Otoño2 | |
|  |  | Media | SD± |  | Media | SD± |  | Media | SD± |  | Media | SD± |
| C | (%) | 12,2 | 3,8 |  | 10,9 | 6,0 |  | 27,8 | 17,3 |  | 22,4 | 6,3 |
| SM | (%) | 38,1 | 27,1 |  | 47,6 | 31,0 |  | 76,3\* | 10,5 |  | 69,2\* | 14,9 |
| PM | (%) | 41,9 | 20,9 |  | 52,2 | 34,2 |  | 71,3\* | 10,7 |  | 78,8\* | 20,5 |

Si atendemos ahora a la micro-agregación (mAGS < 0,250 mm) en el conjunto control (C), los agregados muestran una mayor estabilidad estructural que en la fracción anterior que además, resulta ser independiente de la fecha de muestreo manteniéndose estable en el tiempo (Tabla 3). Así, los valores medidos para los mAGS fueron de 62,4±16,7%, 61,8±10,3%, 61,6±29% y 66,6±11,9%, para las los meses 6, 12, 18 y 24 tras la propuesta forestal, respectivamente.

Tabla 3. Porcentaje de microagregados (< 0,250 mm) para los diferentes muestreos. Dónde: C, suelos reforestados y no emendados; SM, suelos enmendados con un mulch de poda; PM, suelos enmendados con un mulch de astillas de pino (Aleppo pine); Primavera 1, 6 meses después de la reforestación; Otoño1, 12 meses después de la reforestación; Primavera2, 18 meses después de la reforestación, Otoño2, 24 meses después de la reforestación. Los números marcados con un asterisco (\*) representan la existencia de diferencias significativas (*p-*valor ≥ 0,05) entre los tratamientos y el control (C).

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  | Primavera1 | |  | Otoño1 | |  | Primavera2 | |  | Otoño2 | |
|  |  | Media | SD± |  | Media | SD± |  | Media | SD± |  | Media | SD± |
| C | (%) | 62,4 | 16,7 |  | 61,8 | 10,3 |  | 61,6 | 22,9 |  | 66,6 | 11,9 |
| SM | (%) | 69,3 | 16,9 |  | 70,0 | 3,6 |  | 77,5 | 13,6 |  | 69,7 | 10,0 |
| PM | (%) | 74,0 | 13,4 |  | 62,3 | 22,1 |  | 69,8 | 33,0 |  | 73,3 | 14,3 |

* + 1. Estabilidad estructural en los suelos enmendados

Del análisis de los resultados (ANOVA) de estabilidad estructural para los conjuntos enmendados con bioresiduos tipo mulch de paja (SM) y poda (PM), se observaba un incremento significativo respecto a C, en la estabilidad de los MAGS 18 meses después de la adición de la enmiendas (*p* ≥ 0.05; Tabla 2). De este modo, al final del periodo de estudio, 24 meses después de la repoblación forestal, los valores medios medidos para los MAGS fueron 69,2±14,9% y 78,8±20,5% para los conjuntos SM y PM, respectivamente, frente al 22,4±6,3% registrado en los suelos reforestados y no enmendados (C). Por otro lado, respecto a la fracción de MAGS, no se han encontrado diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 2).

Relativo a la fracción de mAGS para los suelos enmendados, no se han encontrado diferencias significativas para ninguno de los muestreos realizados entre los tratamientos SM y PM respecto al conjunto C (*p* < 0.05; Tabla 3). Tampoco se observan diferencias significativas entre los tratamientos SM y PM. Así, al final del periodo de estudio los valores medidos para los mAGS fueron 69,7±10,0% y 73,3±14,3% para los conjuntos SM y PM, respectivamente, frente al 66,6±11,9% registrado en los suelos control.

* 1. Efecto de los acolchados en la conductividad hidráulica no saturada

En función de la succión analizada**,** los resultados medios para la KiSat muestran cierta variabilidad que además, es dependiente del manejo introducido al suelo (Tablas 4 y 5). En términos generales, las tasas de infiltración medidas para los tratamientos SM y PM, fueron siempre superiores a la condición control (C). Además, para las diferentes campañas de muestreo, cuando se comparaban las diferencias obtenidas entre tratamientos, los valores absolutos también reflejaban la variabilidad descrita anteriormente, ya que las diferencias se hacían manifiestas con independencia de que el test fuese realizado en condiciones de suelo seco o húmedo (Tablas 4 y 5).

Tabla 4. Resultados medios para la conductividad hidráulica (cm h-1) en condiciones de suelo seco (estación seca del año 1, 12 meses después de la reforestación) para las tres succiones medidas (-0,5; -2,0 y -6,0 cm para macro, meso y microporos, respectivamente). Dónde: C, suelos reforestados y no emendados; SM, suelos enmendados con un mulch de poda; PM, suelos enmendados con un mulch de astillas de pino (Aleppo pine); Primavera 1, 6 meses después de la reforestación; Otoño1, 12 meses después de la reforestación; Primavera2, 18 meses después de la reforestación, Otoño2, 24 meses después de la reforestación; CV%, coeficiente de variación; H%, porcentaje de humedad del suelo a 5 cm de profundidad en el momento de la prueba; n, número de repeticiones para cada una de las succiones. Los números marcados con un asterisco (\*) representan la existencia de diferencias significativas (*p*-valor ≥ 0,05) entre los tratamientos y el control (C).

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  |  | -0,5 cm | |  | -2,0 cm | |  | -6,0 cm | |
| Tratamiento | n | H (%) | Media | CV% |  | Media | SD± |  | Media | SD± |
| C | 4 | 3,1 | 0,59 | 14,04 |  | 0,34 | 19,15 |  | 0,27 | 22,46 |
| SM | 4 | 3,8 | 3,40\* | 35,45 |  | 1,20 | 59,20 |  | 0,60 | 49,06 |
| PM | 4 | 3,6 | 2,72\* | 33,69 |  | 2,21\* | 21,89 |  | 0,72 | 42,64 |

En los suelos enmendados con un mulch de paja (SM) esta circunstancia se daba a cualquier tensión de succión (Tabla 4 y 5). Sin embargo, el coeficiente de variación (CV%) indicó una considerable variabilidad en los resultados, especialmente, en condiciones de suelo seco y a las succiones de -2,0 cm. y -6,0 cm (Tabla 4). En esta línea, los resultados del test de Tukey para el conjunto SM mostraron que únicamente existían diferencias significativas con los suelos reforestados y no enmendados (C) para la succión de -0,5 cm (*p*≥0,05, Tabla 4). Concretamente, esta succión es representativa de la macro-porosidad del suelo, mientras variaciones en las succiones de -2,0 y -6,0 cm. hacen alusión a cambios en la meso y micro-porosidad, respectivamente. Esta significancia, además, fue medida tanto en condiciones de suelo seco como en condiciones de suelo húmedo.

Tabla 5. Resultados medios para la conductividad hidráulica (cm h-1) en condiciones de suelo húmedo (estación húmeda del año 2, 18 meses después de la reforestación) para las tres succiones medidas (-0,5; -2,0 y -6,0 cm para macro, meso y microporos, respectivamente). Dónde: C, suelos reforestados y no emendados; SM, suelos enmendados con un mulch de poda; PM, suelos enmendados con un mulch de astillas de pino (Aleppo pine); Primavera 1, 6 meses después de la reforestación; Otoño1, 12 meses después de la reforestación; Primavera2, 18 meses después de la reforestación, Otoño2, 24 meses después de la reforestación; CV%, coeficiente de variación; H%, porcentaje de humedad del suelo a 5 cm de profundidad en el momento de la prueba; n, número de repeticiones para cada una de las succiones. Los números marcados con un asterisco (\*) representan la existencia de diferencias significativas (*p*-valor ≥ 0,05) entre los tratamientos y el control (C).

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  |  | -0,5 | |  | -2,0 | |  | -6,0 | |
| Tratamiento | n | H% | Media | CV% |  | Media | SD± |  | Media | SD± |
| C | 4 | 9,1 | 0,99 | 32,03 |  | 0,46 | 18,86 |  | 0,33 | 55,04 |
| SM | 4 | 11,4 | 2,41\* | 19,26 |  | 0,71 | 30,67 |  | 0,69 | 20,92 |
| PM | 4 | 10,0 | 2,60\* | 23,38 |  | 1,35\* | 26,03 |  | 0,84\* | 15,47 |

Los suelos enmendados con un mulch de astillas de poda (PM) se comportaban de un modo similar a los enmendados con paja (SM). Sin embargo, al aumentar la succión de -0,5 cm a -2,0 ó -6,0 cm, es decir, cuando solo los poros con capacidad de succión a estas tensiones podían llenarse de agua, la poda aumentaba la tasa de infiltración respecto a la paja. Por otro lado, los valores del coeficiente de variación (CV%), para la conductividad hidráulica a dichas succiones, eran ligeramente inferiores al conjunto con SM y mostraban menor dispersión en las medidas (Tablas 4 y 5). De este modo, los suelos enmendados con PM mostraron los valores más elevados para la conductividad hidráulica de los tres conjuntos, indicando mayor capacidad de infiltración. Respecto a las variaciones introducidas con respecto a la condición control (C), se encontraron diferencias significativas para las succiones -0,5 cm y -2,0 cm con independencia de que el test se ensayase en condiciones de suelo seco (*p*≥ 0,05, Tabla 4) o húmedo (*p*≥ 0,05, Tabla 5). Del mismo modo, también fueron encontradas diferencias para la succión -6,0 cm. en condiciones de suelo húmedo (*p*≥ 0,05, Tabla 5).

3.3. Efecto de los acolchados en la vegetación reforestada

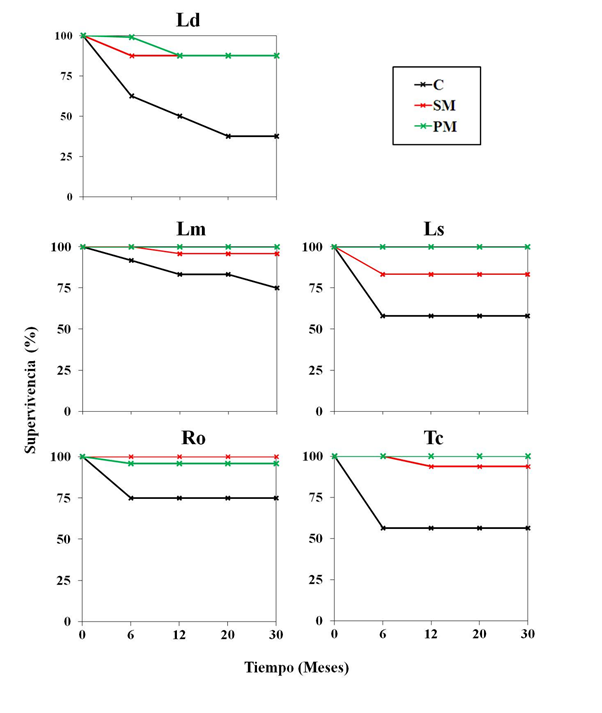
Para la prueba de GLM, nuestros resultados muestran diferencias para la supervivencia entre especies y entre los diferentes tratamientos del suelo aplicados (Tabla 6; P = 0,00 y P = 0,00, respectivamente). Concretamente, cuando los suelos se trataban con SM o PM, se observa un efecto positivo para las tasas de supervivencia respecto a los suelos no enmendados (C) (Tabla 6; P = 0,00 y P = 0,00, respectivamente).

En este estudio, la figura 2 muestra como con independencia del mulch aplicado (SM o PM), las especies *Lavandula dentatae* y *Thymus capitatus*, conseguían incrementar las tasas de supervivencia en más del 40% respecto a los suelos no enmendados. Para el resto de especies, también se ha medido un incremento en la supervivencia, aunque este ha sido ligeramente inferior al anteriormente descrito (Figura 2). Específicamente, especies como la *Lavandula stoechas*, *Lavandula multifida* y *Rosmarinus officinalis*, habían aumentado en un 20-25 % la supervivencia respecto al control.

Tabla 6. (a) Medida de la vegetación: modelos mixtos de efecto generalizado (GLM) para la supervivencia y el crecimiento, diámetro y altura, 30 meses después de la reforestación; (b) Prueba Post-hoc de comparación múltiple para las medias observadas (prueba de Tukey, *P* <0,05). SM: acolchado de paja; PM: acolchado de astillas de pino carrasco (*Pinus halepensis* L.); C: suelos reforestados y no enmendados.\* representa diferencias significativas con el control (*p*-valor ≥ 0,05).

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **(a)** | Efecto |  |  | X2 | *P*-value |
|  | Supervivencia | |  |  |  |
|  | *Enmienda* |  |  | 43.94 | 0.000\* |
|  | *Especies* |  |  | 13.73 | 0.008\* |
| **(b)** |  |  |  | SM | PM |
|  | Supervivencia | |  | 0.000\* | 0.000\* |
|  | | | |  |  |

Figura 2. Tasas de supervivencia (%) para las enmiendas y el control, durante el periodo 2011-2014. C: suelos reforestados y no enmendados; PM: Mulch de restos de poda de pino (Pinus halepensis L.); SM: Mulch de paja; Ls*: Lavandula stoechas;* Lm*: Lavandula multifida;* Ld*: Lavandula dentatae;* Ro*: Rosmarinus officinalis;* Tc*: Thymus capitatus.*



1. **Discusión** 
   1. Suelos reforestados y no enmendados

La estructura del suelo se define como la organización, tamaño, forma y disposición de las partículas (agregación) y espacios porosos (porosidad) (Boix-Fayos, 1999). La estabilidad de los agregados, es un factor que aumenta la infiltración y reduce la erodibilidad de un suelo (Duiker et al., 2001). Tal como otros autores habían descrito anteriormente, una reducción del contenido de agregados estables en el suelo es indicativa de una pérdida de calidad en el mismo (Mataix-Solera et al. 2010). Cuando los suelos no se enmendaron (C), nuestros resultados reflejaban una disminución del porcentaje de agregados estables debida a la rotura de la estructura del suelo por volteo durante el proceso de revegetación de las parcelas (Hueso-González et al., 2015). Así, el valor de estabilidad estructural para los MAGS bajo condiciones forestales naturales fue de 34,1% (Tabla 1), mientas que el valor encontrado en los primeros meses después de ejecutar la propuesta forestal fue considerablemente inferior (12,2%, Tabla 2). La destrucción de los mismos, implica una disminución de los procesos de infiltración del agua de lluvia en el perfil y un incremento la escorrentía superficial (Barthès et al., 2000; Cammeraat, E.L.H., 2004).

El movimiento del agua en el suelo está controlado por su estado hídrico (Hueso-González et al., 2016). La *conductividad hidráulica saturada* representa la capacidad máxima del suelo para hacer fluir el agua en su interior. Sin embargo, los suelos mediterráneos normalmente no presentan todo su sistema poroso lleno de agua, sino que se hallan en un régimen no saturado; entonces, la *conductividad hidráulica no saturada* (KiSat) refleja la aptitud de ese suelo para redistribuir la humedad internamente y con el medio que le rodea (Martínez Fernández et al., 1996). En este sentido, nuestros resultados muestran como la perdida de estructura del suelo por volteo para los suelos reforestados y no enmendados (C), se tradujo en un descenso de la KiSat (Tabla 2) respecto a la condición natural (Tabla 1). Este descenso además, ha mostrado ser independiente de condiciones de suelo seco (Tabla 4) o húmedo (Tabla 5). A medio plazo, todo ello se traduce en una menor cantidad y peor redistribución de agua en el perfil de los suelos para el conjunto C. Lo que ha conllevado un fuerte estrés hídrico para los plantones introducidos puesto que además, en condiciones semiáridas mediterráneas, los meses de menor precipitación son coincidentes con los de mayor temperatura (Figura 1), lo que favorece los procesos de evapotranspiración (Hueso-González et al., 2016 y 2017). Este hecho, justificaría el elevado porcentaje de marras encontrado para los suelos no enmendados que además, ha mostrado ser independiente de la especie vegetal ensayada (Figura 2).

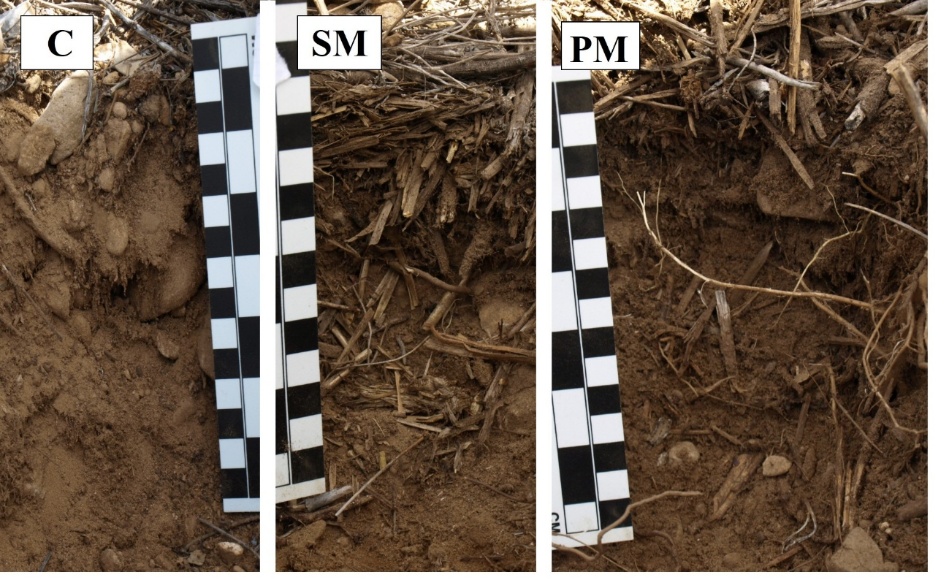
4.2. Suelos reforestados y enmendados

Algunos estudios han descrito para suelos agrícolas como el uso de bioresiduos podría constituir una manera eficaz de favorecer la estructura de un suelo (Albiach et al., 2001; Roldan et al., 2001; Ferreras et al., 2006). Nuestros resultados muestran, para los suelos enmendados (SM y PM) como, durante los primeros meses tras la reforestación, el contenido de agregados estables aumentaba respecto a los suelos control (Tablas 2 y 3). Específicamente, las diferencias se dieron en la fracción correspondiente a los macro-agregados (MAGS). Por otro lado, la estabilidad de los agregados, en condiciones mediterráneas, depende en gran medida de las condiciones de humedad y temperatura del suelo (Lavee et al., 1999) y puede variar estacionalmente bajo diferentes condiciones climáticas y de vegetación (Cerdà, 1998; Boix-Fayos, 1999). En este sentido, nuestros resultados muestran que el aumento de MAGS fue independiente de las condiciones climáticas pues el aumento se ha registrado con independencia de que las muestras se tomasen durante la estación seca o húmeda (Tabla 2).

En la misma línea de nuestros resultados, Benedicto-Valdés et al. (2005) describieron un aumento de los macro-agregados, así como del espacio poroso, en los primeros en los 18 primero meses, tras la adición de dos tipos de residuos vegetales. Sin embargo, al igual que en este estudio, tampoco encontraron diferencias en el contenido de micro-agregados estables. Estos autores lo justificaron por una menor cantidad de carbono, asociada a la fracción de micro-agregados. Esto es porque en la formación de los macro-agregados intervienen en mayor medida la acción de las raíces de las plantas, microorganismos, especialmente los hongos y, en general, componentes orgánicos del suelos como los carbohidratos, que se comportan como agentes cementantes (Benito y Díaz-Fierros, 1996; Lax y García-Orenes, 1993). Según Lax y García-Orenes (1993). Los primeros compuestos en liberarse durante el proceso de descomposición son los carbohidratos, es decir, los compuestos mono y disacáridos. Esto es así por su facilidad de la polimerización. En este sentido, cabe decir que los carbohidratos conforman los agentes cementantes de los macro-agregados, tal como otros autores habían descrito previamente (Mataix-Solera et al., 2010). Así, en los primeros meses tras la adición de las enmiendas, en base a la bibliografía consultada (Lax y García-Orenes, 1993; Mataix-Solera et al., 2010) debía existir mayor cantidad de agentes cementantes disponibles y, por tanto, mayor cantidad de macro-agregados pudieron formarse. En esta línea, los suelos enmendados con paja (SM) y poda (PM), también habían sufrido un incremento de la superficie de suelo cubierto por vegetación debido al incremento de las tasas de supervivencia para la vegetación reforestada (Figura 2) y, consecuentemente, del porcentaje de raíces en el perfil también habría aumentado. Esto podría haber favorecido la liberación de los agentes cementantes y por tanto, provocaba un aumento del porcentaje de macro-agregados estables (Lax y García-Orenes, 1993).

Relacionado con la estabilidad de los agregados, debemos tener en cuenta la porosidad, es decir, el espacio poroso de un suelo constituido por el intrincado sistema de espacios vacíos, volumen de huecos, que dejan entre sí las partículas de los agregados, por donde fluye el aire y el agua (Hueso-González, 2015). En la figura 3, se presentan los perfiles de suelo para los tres tratamientos objeto de estudio. Tras el análisis de visus del perfil, a fin de determinar posibles modificaciones en la estructura del suelo, nuestros resultados muestran como la adición de enmiendas había implicados cambios físicos sobre el perfil para los tratamientos SM y PM. Así, en los suelos reforestados y enmendados, el binomio bioresiduo-suelo había favorecido la formación del espacio poroso en forma de macroporos o grietas, que eran debidas al contacto directo entre el residuo orgánico con el suelo (Figura 3). En términos generales, esto se traduce en que las tasas de infiltración encontradas en los tratamientos SM y PM, fueron siempre superiores a la condición control (Tablas 4 y 5). Además, cuando se comparaban las diferencias obtenidas entre tratamientos para las diferentes campañas de muestreo, los valores absolutos también reflejaban la variabilidad descrita anteriormente, ya que las diferencias se hacían manifiestas con independencia de que el test fuese realizado en condiciones de suelo seco o húmedo (Tablas 4 y 5). En los suelos enmendados con un mulch de paja (SM) esta circunstancia se daba a cualquier tensión de succión, lo que indicaba que la capacidad de infiltración del suelo aumentaba, se veía facilitada, fuese cual fuese el potencial de succión. Sin embargo, el coeficiente de variación (CV%) indicó una considerable variabilidad en los resultados, especialmente, en condiciones de suelo seco y a las succiones de -2,0 cm. y -6,0 cm. En esta línea, los resultados del test de Tukey mostraron que únicamente cuando los suelos eran enmendados con SM, existían diferencias significativas con los suelos reforestados y no enmendados para la succión de -0,5 cm. Concretamente, esta succión es representativa de la macro-porosidad del suelo, mientras variaciones en las succiones de -2,0 y -6,0 cm. hacen alusión a cambios en la meso y micro-porosidad, respectivamente. Esta significancia, además, fue medida tanto en condiciones de suelo seco como en condiciones de suelo húmedo.

Figura 3. Perfiles de suelo para los diferentes tratamientos. Dónde: C, suelos reforestados y no enmendados, PM, mulch de poda; SM, mulch de paja. En la regla cada cuadrado pequeño representa 1 cm.



Respecto a las tasas de infiltración, los suelos enmendados con un mulch de astillas de poda (PM) se comportaban de un modo similar a los enmendados con paja (SM). Sin embargo, al aumentar la succión de -0,5 cm a -2,0 ó -6,0 cm, es decir, cuando solo los poros con capacidad de succión a estas tensiones podían llenarse de agua, la poda (PM) aumentaba la tasa de infiltración respecto a la paja (SM). Por otro lado, los valores del coeficiente de variación (CV%), para la conductividad hidráulica a dichas succiones, eran ligeramente inferiores al conjunto con SM y mostraban menor dispersión en las medidas. De este modo, los suelos enmendados con PM mostraron los valores más elevados para la conductividad hidráulica de los tres conjuntos, indicando mayor capacidad de infiltración. Respecto a las variaciones introducidas con respecto a la condición control (C), se encontraron diferencias significativas para las succiones -0,5 cm y -2,0 cm con independencia de que el test se ensayase en condiciones de suelo seco o húmedo. Del mismo modo, también fueron encontradas diferencias para la succión -6,0 cm. en condiciones de suelo húmedo.

Serrada (2000) demostró para condiciones semiáridas, durante el proceso de repoblación de un ambiente forestal mediterráneo, una alteración de la estructura del suelo que fue causante de las bajas tasas de supervivencia encontradas para los brinzales repoblados. Además, en las propuestas forestales en ambientes semiáridos, la respuesta positiva de la recolonización vegetal está limitada la escasez de agua en el perfil del suelo (Lal, 1997; Castillo et al., 2001; Brevik, 2009; García-Orenes et al., 2009). En este estudio la adición de bioresiduos de paja (SM) y poda (PM) al suelo había favorecido la macro-agregación y el aumento de la tasas de infiltración, especialmente en aquellas fracciones relativas a la macroporosidad. Todo ello implica suelos mejor estructurados y mayor cantidad de agua disponible en el perfil para la vegetación reforestada. Así, cuando los suelos se trataron con SM o PM, se observó un efecto positivo para las tasas de supervivencia respecto a los suelos no enmendados (C) (Tabla 6; P = 0,00 y P = 0,00, respectivamente). En la misma línea, Breton et al. (2016) han encontrado diferencias para el establecimiento de las plantas tras la adición de un mulch de astillas de madera. Estos autores, describen un aumento en las tasas de supervivencia de más del 50% para diferentes especies de matorral mediterráneo tras la adicción de un acolchado orgánico. En este estudio, la Tabla 6 muestra como con independencia del mulch aplicado (SM o PM), las especies *Lavandula dentatae* y *Thymus capitatus*, conseguían incrementar las tasas de supervivencia en más del 40% respecto a los suelos no enmendados. Para el resto de especies, también se ha medido un incremento en la supervivencia, aunque este ha sido ligeramente inferior (Tabla 6).

1. **Conclusiones**

Los resultados de este estudio reflejan como el uso de bioresiduos, de tipo acolchados de paja y poda, resultan ser métodos muy efectivos para la restauración de ecosistemas forestales degradados. Concretamente, el uso de acolchados orgánicos genera una mejora de la macro-agregación y estructura del suelo, permitiendo la entrada de más agua y su posterior aprovechamiento por parte de la vegetación reforestada. Además, el uso de bioresiduos en el marco de una actuación forestal implica un coste adicional mínimo a la misma, puesto que al ser generados en la misma zona de aplicación se eliminan los costes derivados del transporte a la vez que se les da salida a los mismos, por ejemplo, aquellos bioresiduos generados en los tratamientos silvícolas post-incendios. Así, desde un punto de vista de gestión forestal y su posible aplicabilidad, tras este estudio, se puede sugerir el uso de bioresiduos del tipo acolchados de paja y poda en los procesos de restauración de la cubierta vegetal en áreas de monte mediterráneo que han sido afectadas por los procesos de degradación del suelo.

**Agradecimientos**

Este estudio ha sido financiado por el proyecto de investigación P09-RNM-5057 (Consejería de Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía), así como por el Campus de Excelencia Internacional de Andalucía Tech. Finalmente, los autores quieren agradecer a la empresa TRAGSA su apoyo técnico durante la puesta en marcha de la red experimental.

**Referencias**

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. (2001): “Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years*”, Bioresource Technology*, 77, pp. 109–114.

Barthès, B., Azontonde, A., Boli, B.Z., Prat, C., Roose, E. (2000): “Field-scale runoff and erosion in relation top topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico)”, *European Journal of Soil Science* , 51, pp. 485–495.

Benedicto-Valdés, G.S., Hidalgo-Moreno, C., Ordaz-Chaparro, V., Sanchez-Hernandez, R., Palma López, D.J. (2005): “Cambios en las propiedades físicas de un suelo arcilloso por aportes de lombricompuesto de cachaza y estiércol”, *Revista de la Ciencia y Tecnología de América*, 30, pp.775-779.

Benito, E. y Díaz-Fierros, F. (1996): “Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua”, *Anales de Edafología y Agrobiología,* 9, pp. 1115-1126.

Boix-Fayos, C. (1999): *Procesos geomorfológicos en diferentes condiciones ambientales mediterráneas: el estudio de la agregación y la hidrología de los suelos*, Tesis doctoral, Servicio de publicaciones de la universidad de Valencia, pp.329.

Bólker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., and Wite, J-S.S. (2009): “Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution”, *Trends Ecol. Evol*., 24, pp. 127-135.

Breton, V., Crosaz, Y., Rey, F. (2016): “Effect of wood chip amendments on the revegetation performance of plant species on eroded marly terrains in a Mediterranean mountainous climate (Southern Alps, Alpes)”, *Solid Earth*, 7, pp. 599-610.

Brevik, E.C. (2009): *Soil health and productivity. In Soils, plant growth and crop production.* W. Verheye (Ed.). Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), EOLSS Publishers, Oxford, UK. (URL: <http://www.eolss.net>).

Cammeraat, E.L.H., (2004): “Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain”, Agriculture, *Ecosystems and Envioroment*, 104 (2), pp. 317-332.

Castro, J., Zamorra, R., Hóndar, J.A., Gómez, J.M. (2002): “The use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains”, *Rest. Ecol*, 10, pp. 297-305.

Cerdá, A. (1998): “Soil aggregate stability under different Mediterranean types”, *Catena,* 32, pp. 73-86.

CONAMA (2016): “Documento del Grupo de Trabajo de Conama 2016. GT15. El desafío de la gestión de la materia orgánica”, Fundación CONAMA.

DMR (2008): “Directiva 2008/98/CE del parlamento europeo y del consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre residuos”, *Diario oficial de la unión europea*. 312/3 pp.

Duiker, S.W., Flanagan, D.C:, Lal, R. (2001): “Erodibility and infiltration characteristics of five major soils of southwest Spain”, *Catena*, 45, pp. 103-121.

Edwards, A.P y Bremner, J.M. (1967): “*Microaggregates in soil*”. Jounal of Soil Science, 18, pp. 64-73.

Elliot, E.T. (1986): “Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils*”, Soil Science Society of American Proceedings,* 50, pp. 627-633.

Ferreras, L., Gómez, E., Torresani, S., Firpo, I., Rotondo, R. (2006): “Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil”, *Bioresource Technology*, 97, pp. 635-640.

García-Orenes, F., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Bodí, M.B., Arcenegui, V., Zornoza, R., Sempere, J.G. (2009): “Effects of agricultural management on surface soil properties and soil–water losses in eastern Spain”, *Soil and Tillage Research,* 106, pp. 117-123.

García-Orenes, F., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Arcenegui, V., Caravaca, F. (2012): ”Soil structural stability and erosion rates influenced by agricultural management practices in a semi-arid Mediterranean agro-ecosystem”, *Soil Use and Management,* 28, pp. 571-579.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, Castro, J., Baraza., E. (2004): “Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nursery plants”, *Ecological Applications*, 14 (4), pp. 1128-1138.

Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., and Ruiz Sinoga., J.D. (2014): “The impact of organic amendments on forest soil properties under Mediterranean climatic conditions”, *Land Degradation and Development*, 25, pp. 604-612.

Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., and Ruiz Sinoga., J.D. (2016): “Effects of topsoil treatments on afforestation in a dry-mediterranean climate (Southern Spain)”, *Solid Earth*, DOI:10.5194/se-2016-98.

Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., and Ruiz Sinoga., J.D. (2017): “Benefits of straw and pinus mulch as new forest management practices (Mediterranean Forest)”, *Cuadernos de investigación geográfica*, 43 (1), pp. 189-208.

Hueso-González, P., Ruíz Sinoga, J.D., Martínez-Murillo, J.F., and Lavee, H. (2015):” *Overland flow generation mechanisms affected by topsoil treatment: Application to soil conservation*”, Geomorphology, 228, pp. 796-804.

IBM Corp. Released. (2012*): IBM SPSS Statistics for Windows, Version 21.0*. Armonk, NY: IBM Corp

INE (2016): “Nota de prensa del 28 de Noviembre de 2016. Estadísticas sobre la recogida y tratamiento de residuos. Encuesta sobre generación de residuos en la industria. Año 2014”, Instituto Nacional de Estadística.

Kemper, M.D., y Rosenau, R.C. (1986): *Agregate stability and particule size distribution*. Klute, A. (Eds.), Medoths of Soil Analysis, Part.1. American Sciety of Agronomy. Madison, Wisconsin. pp. 456-442.

Lavee, H., Imeson, A.C., Pariente, S., (1998): “The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean arid transect”, *Land Degradation and Development,* 9, pp. 407-422.

Lal, R. (1997): “Residues management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO2-enrichment”, *Soil and Tillage Research* 43, pp. 87-107.

Lax, A., Garcia-Orenes, F. (1993): “Carbohydrates of municipal wastes as aggregation factor soil”, *Soil Technology*, 6, pp. 157-162.

Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Gobierno de España.

Lett., L.A. (2014): “Las amenazas globales, el reciclaje de residuos y el concepto de economía circular”. *Revista Argentina de Microbiología*, 46(1), pp. 1-2.

LUCDEME. (1986). *Proyecto LUCDEME. Mapa de suelos 1:100.000. Motril-1055*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA, Aguilar, J. (Eds.), Universidad de Granada. Facultad de Ciencia, Departamento de Edafología.

Luna-Ramos, L. y Solé, A. (2015): “Erosión acentuada por un acolchado de gravilla en una ladera en restauración en canteras en Almería (España)”, *Revista EIA*, 12, pp. 13-19.

Madiari, B., Machado, P., Torres, E., De Andagre, A.G., Valencia, L. (2005): “No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carnon in a Rhodic Ferrasol from Surthern of Brazil”, *Soil and Tillage Research,* 82, pp.185-200.

Macci, C., Doni, S., Peruzzi, E., Masciandaro, G., Mennone, C., Ceccanti, B. (2012): “Almond tree and organic fertilization for soil quality improvement in southern Italy”. *Journal of Environmental Management,* 95, pp. 215-222.

Martínez-Fernandez, J. (1996): “Variabilidad espacial de las propiedades físicas e hídricas de los suelos medio semiárido mediterráneo”. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, pp. 191.

Mataix-Solera, J., Benito, E., Andreu, V., Cerdá, A., Llovet, K., Úbeda, X., Martí, C., Varela, E., Gimeno, E., Arcenegu, V., Rubio., J.L., Campo, J., García-Orenes, F., Badía, D. (2010): *¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados en suelos afectados por incendios? Métodos de interpretación de resultados*, Cerdá, A. y Jordán, A. (Eds), Actualización de métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales, FUEGORED, pp. 113-131.

Méndez, A., Gomez, A., Paz-Ferreiro, J., Gascó, G. (2012): “Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil”, *Chermosphere,* 89, pp. 1354-1359.

PEMAR (2013). “Plan estatal marco de gestión de residuos”, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.

Robichaud, P. R., Lewis, S. A., Ashmun, L. E. (2008): “New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency”, Res. Note. RMRS-RN-33, Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp. 14.

Roldan, A., Albaladejo, J., Thormes, J.B. (2001): “Aggregate stability changes in a semiarid soil after treatment with different organic amendments”, *Bioresource Technology*, 76, pp. 125-129.

Ruiz-Sinoga, J.D., Martinez-Murillo, J.F. (2003): *Respuesta hidrológica erosiva de laderas con diferentes usos antrópicos en la vertiente meridional de los montes de Málaga.* Bienes, R., Marqués, M.J. (Eds.). Control de la erosión y degradación del suelo. Instituto Madrileño de Investigaciones Agrarias.

Serrada, R. (2000): *Apuntes de Repoblaciones Forestales*. Fundación Conde Valle de Salazar. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid.

Srinivasarao, C.H., Venkateswarlu, B., Lal, R., Singh, A.K., Kundu, S., Vittal, K.P.R., Patel, J.J., Patel, M.M. (2013): “Long-term manuring and fertilizer effects on depletion of soil organic carbon stocks under pearl millet-cluster bean-castor rotation in Western India”. *Land. Degrad. Dev*., 25, pp. 173-183.

Tejada, M. y Gonzalez, J.L. (2003): “Effects of the application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions”. *European Journal of Agronomy*, 19, pp. 357-368.

Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1979): “Stabilization of soil aggregates by the roots systems of ryegrass”, *Australian Journal of Soil Science,* 17, pp. 429-441.

Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1982): “Organic matter and water-stable aggregates in soils”, *Journal of Soil Science*, 17, 429-441.

WEF (2014). “World Economic Forum. Towards the circular economy: accelerating the scale-up across global supply chains”, WorldEconomic Forum. Geneva, Switzerland.

Yilmaz, E., Alagöz, Z. (2010): “Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region – Turkey”, *International journal of food, agriculture and environment*, 8, pp. 859-862.

Zang, R. (1997): “Determination of sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer”, *Soil Science Society of America,* 6, pp. 1024-1030

P. Hueso-González1; J.M. Martínez-Murillo1; J.D. Ruíz-Sinoga1

1 Departamento de Geografía, Universidad de Málaga. Instituto de Geomorfología y Suelos (IGSUMA). Andalucía Tech. Campus de Teatinos s/n, 29071, Málaga, España.