

EL USO DE BIORESIDUOS EN LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS: ESTABILIDAD ESTRUCTURAL, INFILTRACIÓN Y COBERTURA VEGETAL

Paloma Hueso-González¹, Juan Francisco Martínez-Murillo¹ y José Damián Ruíz-Sinoga¹
Universidad de Málaga

RESUMEN

La transición hacia una Economía Circular en la se reduzca la generación de residuos es una necesidad real para lograr una economía más 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 inadecuada gestión. Este estudio evaluó los efectos de dos bioresiduos como complemento a los planes de restauración en paisajes forestales mediterráneos. Para el mismo, se utilizan dos tipos de acolchados orgánicos generados como subproductos de actividades silvícolas y agrícolas en el entorno inmediato al área de estudio: (i) bio-residuo tipo acolchado de restos de paja y; (ii) bio-residuo tipo acolchado de astillas de pino carrasco (*Pinushalepensis* Mill.). Durante los primeros 24 meses, los resultados describen un aumento de la macro-agregación y las tasas de infiltración del suelo para los suelos enmendados con bioresiduos. Ello ha permitido un mejor aprovechamiento del agua disponible en el perfil del suelo, generando aumento en las tasas de supervivencia para la vegetación. Desde un punto de vista de gestión forestal, se puede sugerir el uso de bioresiduos en los procesos de restauración de cubierta en áreas forestales mediterráneas.

Palabras clave: Restauración Forestal; Paisajes Mediterráneos; Economía Circular, Acolchado Orgánico; Suelo.

RESTORING DEGRADED ECOSYSTEMS THROUGH THE BIOWASTE APPLICATION: STABILITY OF AGREGGATES, INFILTRATION AND VEGETATION COVER

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 of wastes produced and the environmental implications of their mismanagement. Based 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; and (ii) mulch with chipped branch of *Pinushalepensis* Mill. The wastes have been generated as secondary products during forestry and agricultural activities in the surrounding area. Independently of the treatment applied, our results show an increase in macro-aggregate stability and in the infiltration rates. This implies more available water for plants and, thus, the increment in the rates of survival plants. Consequently, the use of bio-wastes can be an effective management technique to restore Mediterranean degraded areas.

Key words: Forest Restoration, Mediterranean Landscapes, Circular Economy, Organic Mulch, Soil.

¹Departamento de Geografía, Universidad de Málaga. Instituto de Geomorfología y Suelos (IGSUMA). Andalucía Tech. Campus de Teatinos s/n, 29071, Málaga, España. E-mail: phueso@uma.es, jfmmurillo@uma.es, sinoga@uma.es

1. INTRODUCCIÓN

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).

En este nuevo paradigma, la estrategia de la Unión Europea en materia de Economía Circular, está enfocada a hacia la utilización 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 española, las orientaciones y la estructura a la que deberán ajustarse los planes autonómicos, así como los objetivos mínimos a cumplir. 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 bioresiduos 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 bioresiduos 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 (TEJADA y GONZÁLEZ, 2003; GARCÍA-ORENES *et al.*, 2009, 2012; YILMAZ y ALAGÖZ, 2010; MÉNDEZ *et al.*, 2012; MACCI *et al.*, 2012; 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 encostramientos 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 lo sostiene (HUESO-GONZÁLEZ *et al.*, 2017). Sin embargo, los beneficios de los bioresiduos orgánicos, que han sido bien descritos en el caso de suelos agrícolas, están aún por demostrar sobre suelos naturales y bajo un fin forestal.

El objetivo de este estudio ha sido analizar los beneficios de dos tipos de bioresiduos (acolchados de paja y restos de poda de pino), bajo condiciones semiáridas en ambientes forestales. Concretamente, se pretende evaluar los efectos de ambos residuos como tratamientos de mejora de la estructura edáfica en los primeros años después de ejecutar un 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 y; (iii) relacionar los cambios introducidos en ambos parámetros con la supervivencia de la vegetación introducida.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

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 (sur de España) (Fig. 1). El clima es mediterráneo seco con una temperatura media de 18°C y una precipitación media de 589 mm año⁻¹.

TABLA 1

Propiedades del suelo bajo condiciones naturales en el entorno inmediato al área experimental El Pinarillo (profundidad de muestreo = 0-25 cm). Fecha de muestreo: septiembre 2010. Dónde:

MAGS, estabilidad estructural para los macro-agregados (agregados $\geq 0,250$ mm); mAGS estabilidad estructural para los micro-agregados (agregados $< 0,250$ mm), CIC: capacidad de intercambio catiónico; CT: Carbono total; NT; Nitrógeno total; C/N: ratio carbono/nitrógeno; CE: Conductividad eléctrica; CO: contenido de carbono orgánico; CC: Capacidad de campo; PM: Punto de Marchitez.

Precipitación anual	(mm año ⁻¹)	589
Régimen climático		Seco
Especies dominantes		<i>Chamaerophum humilis</i> , <i>Cistus albidus</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i>
Propiedades del suelo		
<i>Gravas</i>	(%)	56
<i>Arena</i>	(%)	60
<i>Limo</i>	(%)	32
<i>Arcilla</i>	(%)	8
MAGS	(%)	34,1
mAGS	(%)	64,2
	meq 100	
<i>CIC</i>	g ⁻¹	120,4
<i>CT</i>	(%)	12,5
<i>NT</i>	(%)	0,2
<i>C/N</i>		74
<i>CO</i>	(%)	1,9
<i>pH</i>		8
<i>CE</i>	($\mu\text{S cm}^{-1}$)	501
Humedad	(%)	8,7
Conductividad hidráulica saturada		
<i>-0,5 cm</i>	(cm h ⁻¹)	1,54
<i>-2,0 cm</i>	(cm h ⁻¹)	0,56
<i>-6,0 cm</i>	(cm h ⁻¹)	0,42
CC	(%)	25,2
PM	(%)	6,4
Agua disponible	(%)	18,8

Fuente: Elaboración propia.

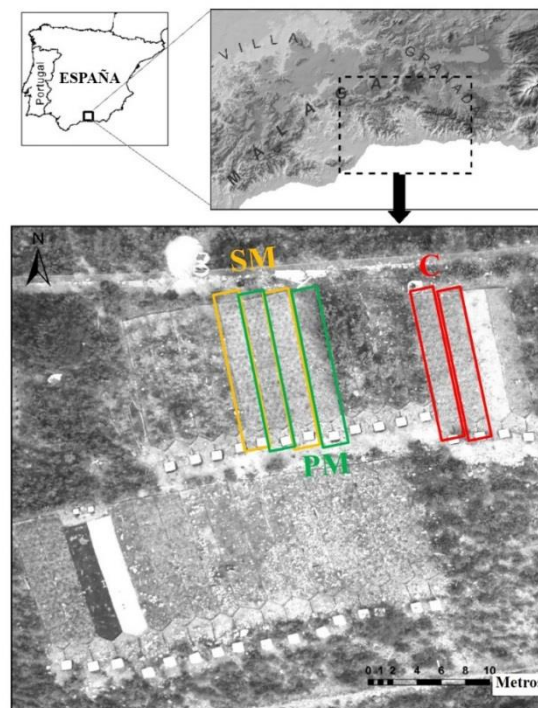
El área se encuentra ubicada en la cara sur de una ladera con uso agrícola hasta mediados de los años 1950. Los suelos son de tipo Leptosoles líticos y eútricos con textura franco arenosa (arena = 60%, limo = 32%, arcilla = 8%) y presentan un elevado contenido en gravas (>50%) (Total de grava = 56%; grava > 10f mm = 31%; grava 2f mm = 10 %; grava 1f mm = 15%). El perfil edáfico típico es A_{ck}/B_w, resultado de una elevada fracturación en la roca madre y con contenido de carbono orgánico medio-bajo (LUCDEME, 1986). Las propiedades y características generales del suelo en el entorno próximo al área experimental se encuentran recogidas en la Tabla 1.

2.2 PARCELAS EXPERIMENTALES

Dentro del área experimental, en el mes de octubre de 2010, se instaló un conjunto de 6 parcelas experimentales de tipo cerrado (24 m²; 2 m de ancho; 12 m de largo; pendiente homogénea: 7,5%; orientación: 170N°) (Fig. 1). La escasa cobertura vegetal existente de forma natural, fue eliminada al comienzo del estudio, octubre de 2010, para homogenizar y evitar interferencias en los resultados.

FIGURA 1

Localización del área experimental El Pinarillo. Dónde: C, parcelas control con suelos reforestados y no emendados; SM, parcelas emendadas con un acolchado de paja; PM, parcelas emendadas con un acolchado de poda (astillas de Aleppopine).



Fuente: Elaboración propia.

2.2.1. Tratamiento con bioresiduos

En mayo de 2011, se aplicó al suelo dos tipos de acolchados orgánicos que habían sido generados como subproductos de actividades silvícolas y agrícolas en el entorno inmediato a las parcelas (Fig. 1). Los tratamientos seleccionados para el estudio fueron (Fig. 1): (i) acolchado de restos de paja (SM) y; (ii) acolchado de astillas de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) (PM). Cada tratamiento fue replicado en dos parcelas y los bioresiduos se aplicaron a una dosis

de 10 Mg ha⁻¹ (Total de parcelas enmendadas = 4). Las dos parcelas experimentales restantes que no fueron tratadas con bioresiduos, conforman la condición control del estudio (C).

2.2.2. Reforestación

Seis meses más tarde, noviembre de 2011, las 6 parcelas se reforestaron con el mismo número de plantas y patrón espacial de arbustos mediterráneos. Las especies vegetales utilizadas fueron *Lavandula 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, para la apertura del hoyo de plantación, el suelo se volteó hasta los 25 cm de profundidad y las enmiendas quedaron mezcladas en el perfil del suelo.

2.3 MUESTREO Y ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO

El suelo de todas las parcelas 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, consistió en una colección de 4 muestras de suelo alterado que fueron tomadas en superficie (0-10 cm de profundidad). Esto hizo un total de 8 muestras por tratamiento y fecha de muestreo. El hecho de que el muestreo se limitase 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 a 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-FAYOS, 1999).

Una vez recogidas las muestras y bajo condiciones de laboratorio, estas fueron secadas al aire. El estudio de la agregación del suelo se basó en la medida de la estabilidad estructural. El procedimiento utilizado fue 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 μ m (0,250 mm).

2.4 EXPERIMENTOS DE INFILTRACIÓN EN CAMPO Y MEDIDA DE LA CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA NO SATURADA

En cada parcela, mediante el uso del infiltrómetro de minidisco (ZHANG, 1997), se llevaron a cabo cuatro medidas de conductividad hidráulica no saturada (KiSat). Estas medidas fueron realizadas en dos momentos temporales diferentes y atendiendo a condiciones de suelo seco y húmedo (RUIZ-SINOGA *et al.*, 2003). Concretamente, 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 se han realizado un total de 10 experimentos de infiltración para cada una de las succiones y fecha de muestreo.

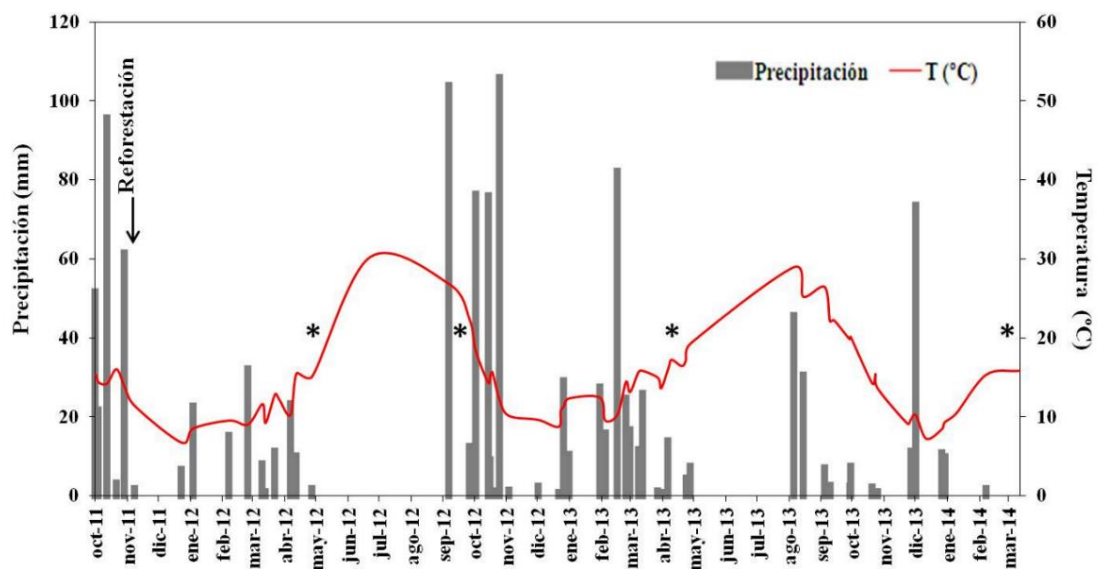
Los experimentos con el infiltrómetro de minidisco se realizaron con tensiones de -0,5, -2,0 y -6,0 cm., lo que ha permitido evaluar el papel jugado por los diferentes tamaños de poros implicados en el flujo de agua a través del suelo (ROBICHAU *et al.*, 2008). Esto es que cada una de las tensiones mencionadas, 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 permitirá ver la influencia de los agregados y su tamaño en la respuesta hidrológica.

2.5 SEGUIMIENTO Y MONITOREO DE LA VEGETACIÓN

Los plantones plantados en cada parcela experimental fueron supervisados en campo y se procedió al conteo de marras. La metodología de conteo ha sido seleccionada atendiendo a los criterios previamente establecidos por Castro *et al.*, (2002) y Gómez-Aparicio *et al.*, (2004). Durante el conteo se anotó el estado fenológico de la planta (viva o muerta). El monitoreo fue siempre coincidente con el fin de estación seca y húmeda mediterránea (Fig. 2). Así, la frecuencia del muestreo diseñado fue: (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.

FIGURA 2

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.



Fuente: Elaboración propia.

2.6. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO

La normalidad y homogeneidad de varianzas se verificó por las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente. El límite de significancia seleccionado para los análisis es de p -Valor < 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 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 -Valor < 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).

3. RESULTADOS

3.1 EFECTO DE LAS ENMIENDAS EN LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO

En las parcelas reforestadas y no enmendadas (C) la estabilidad estructural medida para los MAGS fue baja, oscilando los valores entre el $12,2\pm 3,8\%$ y el $27,8\pm 17,3\%$, 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 macro-agregados ($\geq 0,250$ mm) para los diferentes muestreos. Dónde: C, suelos reforestados y no emendados; SM, suelos enmendados con un acolchado de paja; PM, suelos enmendados con un acolchado de poda (astillas de pino de Aleppopine); Primavera 1, 6 meses después de la reforestación; Otoño1, 12 meses después de la reforestación; Primavera2, 18 meses después de la reforestación, Otoño 2, 24 meses después de la reforestación. Los números marcados con un asterisco (*) representan la existencia de diferencias significativas (p -valor $\geq 0,05$) 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

Fuente: Elaboración propia.

Del análisis de los resultados (ANOVA) de estabilidad estructural para los conjuntos enmendados con acolchados 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 -valor $\geq 0,05$; 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 $69,2\pm 14,9\%$ y $78,8\pm 20,5\%$ para los conjuntos SM y PM, respectivamente, frente al $22,4\pm 6,3\%$ 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 -valor $< 0,05$; 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 $69,7\pm 10,0\%$ y $73,3\pm 14,3\%$ para los conjuntos SM y PM, respectivamente, frente al $66,6\pm 11,9\%$ registrado en los suelos control.

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 de macro-agregados 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 $62,4\pm 16,7\%$, $61,8\pm 10,3\%$, $61,6\pm 2\%$ y $66,6\pm 11,9\%$, para los meses 6, 12, 18 y 24 tras la propuesta forestal, respectivamente.

TABLA 3

Porcentaje de micro-agregados (< 0,250 mm) para los diferentes muestreos. Dónde: C, suelos reforestados y no emendados; SM, suelos emendados con un acolchado de paja; PM, suelos emendados con un acolchado de poda (astillas de Aleppopine); Primavera 1, 6 meses después de la reforestación; Otoño1, 12 meses después de la reforestación; Primavera2, 18 meses después de la reforestación, Otoño 2, 24 meses después de la reforestación. Los números marcados con un asterisco (*) representan la existencia de diferencias significativas (p -valor $\geq 0,05$) 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

Fuente: Elaboración propia.

3.2 EFECTO DE LAS ENMIENDAS 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). 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 micro-poros, respectivamente). Dónde: C, suelos reforestados y no emendados; SM, suelos emendados con un acolchado de paja; PM, suelos emendados con un acolchado de poda (astillas de Aleppopine); 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 $\geq 0,05$) entre los tratamientos y el control (C).

Tratamiento	n	H (%)	-0,5 cm		-2,0 cm		-6,0 cm	
			Media	SD±	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

Fuente: Elaboración propia.

En los suelos enmendados con un acolchado de paja (SM) esta variabilidad en los resultados 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 ($p \geq 0,05$, 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, fue medida también tanto en condiciones de suelo seco como en condiciones de suelo húmedo.

Los suelos enmendados con un acolchado 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 -valor $\geq 0,05$, Tabla 4) o húmedo (p -valor $\geq 0,05$, Tabla 5). Del mismo modo, también se encontraron diferencias para la succión -6,0 cm. en condiciones de suelo húmedo (p -valor $\geq 0,05$, Tabla 5).

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 acolchado de paja; PM, suelos enmendados con un acolchado poda (astillas de Aleppopine); 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 $\geq 0,05$) entre los tratamientos y el control (C).

Tratamiento	n	H%	-0,5		-2,0		-6,0	
			Media	SD±	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

Fuente: Elaboración propia.

3.3 EFECTO DE LAS ENMIENDAS 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 3 muestra como con independencia del acolchado 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 3). Específicamente, especies como la *Lavandula stoechas*, *Lavandula multifida* y *Rosmarinus officinalis*, habían aumentado en un 20-25 % la supervivencia respecto al control.

TABLA 6

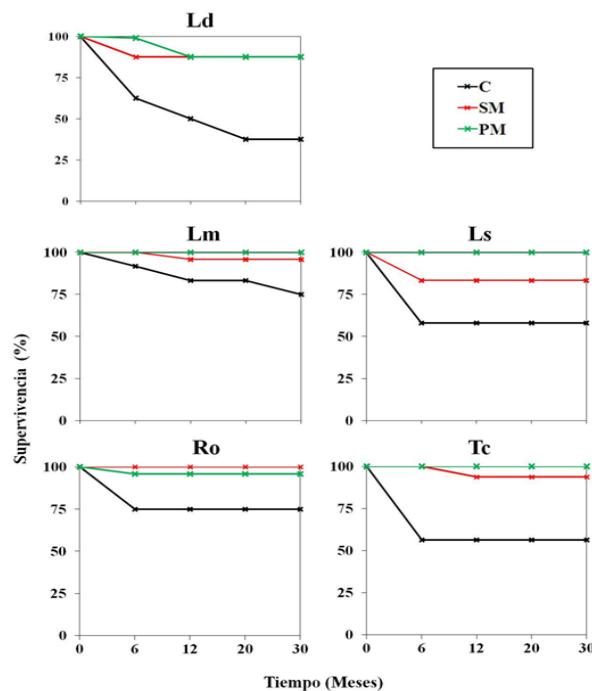
Medida de la vegetación: modelos mixtos de efecto generalizado (GLM) para la supervivencia y el crecimiento, diámetro y altura, 30 meses después de la reforestación; (b) Prueba Post-hoc de comparación múltiple para las medias observadas (prueba de Tukey, $P < 0,05$). SM: acolchado de paja; PM: acolchado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

(a)	Efecto	X ²	P-value
	Supervivencia		
	<i>Enmienda</i>	43.94	0.000*
	<i>Especies</i>	13.73	0.008*
(b)		SM	PM
	Supervivencia	0.000*	0.000*

Fuente: Elaboración propia.

FIGURA3

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



Fuente: Elaboración propia.

4. DISCUSIÓN

La estabilidad de los agregados, es un factor que aumenta la infiltración y reduce la erodibilidad de un suelo (BOIX-FAYOS, 1999; 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), mientras que el valor encontrado en los primeros meses después de ejecutar la forestación 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, 2004).

El movimiento del agua en el suelo queda controlado por su estado hídrico (HUESO-GONZÁLEZ *et al.*, 2016), siendo la *conductividad hidráulica no saturada* (KiSat) la aptitud de ese suelo para redistribuir la humedad internamente y con el medio que le rodea (MARTÍNEZ FERNÁNDEZ *et al.*, 1996; HUESO-GONZÁLEZ *et al.*, 2016). En este sentido, nuestros resultados muestran como la pérdida 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 (Fig. 2), lo que favorece los procesos de evapotranspiración (HUESO-GONZÁLEZ *et al.*, 2016, 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 (Fig. 3).

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; ROLDÁN *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, el aumento de MAGS fue independiente de las condiciones climáticas pues el aumento se ha registrado con independencia de que las muestras se tomaran durante la estación seca o húmeda (Tabla 2).

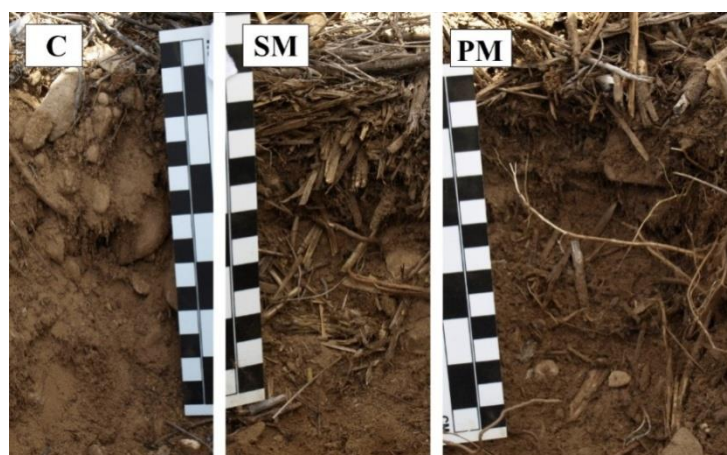
En la misma línea de nuestros resultados, Benedicto-Valdés *et al.*, (2005) describieron un aumento de los macro-agregados, así como del espacio poroso, en los primeros 18 meses, tras la adición de dos tipos de residuos vegetales. Sin embargo, al igual que en este estudio, tampoco encontraron diferencias 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 suelo 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 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, pudieron formarse mayor cantidad de macro-agregados. 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 (Fig. 3) y, consecuentemente, el porcentaje de raíces en el perfil también habría aumentado. Esto podría haber favorecido la liberación de los agentes cementantes y, por tanto, provocar 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 *et al.*, 2015). En la figura 3, se presentan los perfiles de suelo para los tres tratamientos objeto de estudio. Tras el análisis de “visu” del perfil, a fin de determinar posibles modificaciones en la estructura del suelo, nuestros resultados indican como la adición de enmiendas había implicado 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 (Fig. 4). 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 acolchados de paja (SM) esta circunstancia se daba a cualquier tensión de succión, lo que indicaba que la capacidad de infiltración del suelo aumentaba 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 4

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



Fuente: Elaboración propia.

Respecto a las tasas de infiltración, los suelos enmendados con un acolchado 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 a 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 acolchado 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 adición de un acolchado orgánico. En este estudio, la Tabla 6 muestra como con independencia del acolchado 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.

5. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio reflejan como el uso de bioresiduos, enmiendas orgánicas en forma de acolchados, resultan ser métodos muy efectivos para la restauración de ecosistemas forestales degradados. Concretamente, el uso de acolchados orgánicos de tipo paja y poda, aplicados a una dosis de 10 Mg ha⁻¹, generan una mejora de la macro-agregación y estructura del suelo, permitiendo la entrada de agua en el perfil del suelo, 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-incendio. 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.

6. 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 lombricomposto de cachaza y estiércol", *Revista de la Ciencia y Tecnología de América*, 30, pp.775-779.
- BENITO, E., 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., 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 Environment*, 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.
- CERDÀ, 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., BREMNER, J.M. (1967): "Microaggregates in soil". *Journal 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., HÓNDAR, 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., 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., RUÍZ SINOGA, J.D., MARTÍNEZ-MURILLO, J.F., LAVÉE, H. (2015): "Overland flow generation mechanisms affected by topsoil treatment: Application to soil conservation", *Geomorphology*, 228, pp. 796-804.
- HUESO-GONZÁLEZ, P., MARTÍNEZ-MURILLO, J.F., 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., 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.
- 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., ROSENAU, R.C. (1986): *Aggregate stability and particle size distribution*. Klute, A. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part.1*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. pp. 456-442.
- LAVÉE, 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., 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 carbon in a Rhodic Ferrasol from Southern 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", *Chemosphere*, 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. y MARTÍNEZ-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", WorldEconomicForum. 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. 1024-103.