

Estudio de la evolución temporal a corto plazo del manejo post-incendio sobre las propiedades biológicas del suelo



Gabriel Félix Aguilera García

Grado Ciencias Ambientales

2016 - 2017

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente

Tutores: Vicky Arcenegui Baldó y Ernesto García Sánchez

Área Geodinámica Externa

Resumen

Las actuaciones post-incendio de suelos quemados deben ser aplicadas de forma urgente después del fuego ya que la mayor parte de las pérdidas de suelo ocurren en los primeros meses después de éste. Sin embargo, la evaluación de la eficacia de los manejos post-incendio en la reducción de las pérdidas de suelo por erosión es escasa (Robichaud *et al.*, 2000), y en particular sobre el impacto de una actuación clásica como es la eliminación o saca de la madera quemada en relación a no hacerlo y dejar que la recuperación siga su cauce natural. Por lo tanto, en este estudio se evalúa tres diferentes manejos post-incendio, cortar y retirar (CR), no tratamiento (NT) y cortar y dejar (CL), sobre el contenido en materia orgánica (MO), el carbono de la biomasa microbiana (CMB), la respiración edáfica basal (REB) y las actividades enzimáticas β -Glucosidasa (β -Glu) y fosfatasa (PHP). Se observó que la gestión en el área quemada cambió ligeramente las propiedades del suelo estudiadas a pesar de que estos cambios no se pueden apreciar inmediatamente después del manejo posterior al incendio. Por lo tanto, es necesaria la prolongación a medio o largo plazo para evaluar los efectos sobre el suelo y saber cuál es el manejo post-incendio más adecuado de actuación.

Palabras clave: manejo, post-incendio, incendio forestal, MO, β -Glu, CMB, PHP, REB

Abstract

Post-fire actions of burned soils should be applied urgently after fire as most soil losses occur in the first few months after fire occurs. However, the evaluation of the efficacy of post-fire management in reducing erosion losses is scarce (Robichaud *et al.*, 2000), and in particular on the impact of a traditional treatment, such as the elimination or the removal of burned wood, in relation to not doing so and letting the recovery follow its natural course. Therefore, this study evaluates three different post-fire-management treatments cut and remove (CR), no treatment (NT), cut and leave (CL) with the contained organic material (MO), microbial carbon biomass (CMB), basal edaphic respiration (REB), and enzymatic activities β -Glucosidase (β -Glu) and phosphatase (PHP) were studied. It was observed that the management in the burned area slightly changed the properties of the studied soil although these changes cannot be seen immediately after the management of the fire. Therefore, it is necessary to prolong a medium or long-term to evaluate the effects on the soil and to know the most appropriate post-fire management action.

Keywords: treatment, post-fire, forest fire, MO, β -Glu, CMB, PHP, REB

Agradecimientos

Así, quiero mostrar mi gratitud a todas aquellas personas que estuvieron presentes en la realización de esta meta, de este pequeño sueño al que llamo “Viaje Universitario”, que ha sido tan importante para mí. Agradecer todas las ayudas, las palabras motivadoras, los conocimientos, los consejos y la dedicación de cada uno de los profesores y trabajadores de la Universidad que considero mi hogar.

Muestro mis más sinceros agradecimientos a mi tutora de proyecto, ya que no dude en que fueras tú, la última persona con la que finalizar mi viaje. Quien con su conocimiento y su guía fue una pieza clave para que pudiera desarrollar una combinación de hechos que fueron imprescindibles para cada etapa del desarrollo del trabajo y mi experiencia de prácticas. Gracias Vicky por hacer placenteras las horas de laboratorio y por tu amistad.

A mis compañeros, quienes a través de tiempo fuimos fortaleciendo una amistad y creando una familia, muchas gracias por toda su colaboración, por convivir todo este tiempo conmigo, por compartir experiencias, alegrías, frustraciones, llantos, tristezas, peleas, celebraciones y múltiples factores que ayudaron a que hoy seamos como una familia, por aportarme confianza y por crecer juntos en este proyecto, muchas gracias.

Asimismo, agradecer a Marcos Francos, de la Universidad de Barcelona, por la oportunidad de compartir su trabajo con nosotros, por ser tan paciente y estar a todo momento disponible a las demandas diarias. Eres un gran profesional y te deseo lo mejor en tu presente y futuro.

Igualmente, agradecer a la compañía Surf&Stay de Strandhill (Irlanda), de la cual actualmente estoy trabajando, por el apoyo en todo momento, facilitándome terminar mi TFG y concediéndome dos semanas de vacaciones para poder defenderlo y visitar a mi familia.

Por último pero no menos importante, quiero agradecer a la base de todo, a mi familia, de la cual estamos muy unidos, en especial a mis padres, que quienes con su apoyo y esfuerzo fueron el motor de arranque y mi constante motivación. Y no podría acabar los agradecimientos sin mencionar a mi tío Ángel Aguilera, que aunque no estés entre nosotros, eres y siempre serás el mayor soporte de mi vida, gracias por todo el amor.

¡Muchas gracias por todo!

Abreviaturas

GIF: Grandes Incendios Forestales

CE: conductividad eléctrica

MO: materia orgánica

TS: tala y saca

CR: cortar y retirar

NT: no tratamiento

CL: siglas del inglés *cut and leave*

M1: primer muestreo, 3 de Octubre de 2015

M2: segundo muestre, 3 de Junio de 2016

CMB: carbono de la biomasa microbiana

REB: respiración edáfica basal

β -Glu: actividad enzimática β -Glucosidasa

PHP: actividad enzimática Fosfatasa



Listado de figuras y tablas

FIGURAS

- Figura 1. Índice de precipitación estándar (IPE) entre Enero de 2015 – Junio de 2015 que permite hacer una evaluación del déficit y exceso de precipitación del territorio
- Figura 2. Fotografía realizada sobre la vegetación afectada tras el incendio, donde se puede diferenciar el límite entre zona quemada y la que se salvó.
- Figura 3. Perímetro del incendio forestal de Ódena, 2015.
- Figura 4. Climograma de Ódena.
- Figura 5. Mapa de los distintos usos del suelo dentro del área afectada por el incendio.
- Figura 6. Diseño experimental en el que se muestra cada subparcela (A, B, C): tres por cada manejo (CR, NT y CL).
- Figura 7. Evolución temporal del contenido en MO (%) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar).
- Figura 8. Evolución temporal del contenido en CMB (mg C/ kg suelo) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar).
- Figura 9. Correlación entre el contenido de CMB (mg C/ kg suelo) y el contenido de MO (%).
- Figura 10. Evolución temporal del contenido en REB ($\mu\text{g/h/g}$) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar).
- Figura 11. Correlaciones entre los contenidos de: REB y MO (a); REB y CMB (b).
- Figura 12. Evolución temporal del contenido en β -Glu ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar).
- Figura 13. Correlaciones entre los contenidos de: β –Glu y MO (a); β –Glu y CMB (b); β –Glu y REB (c).
- Figura 14. Evolución temporal del contenido en PHP ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar).
- Figura 15. Correlaciones entre los contenidos de: PHP y β – Glu (a); β – Glu y REB (b)

TABLAS

- Tabla 1. Superficie forestal afectada en el territorio español por GIF durante el año 2015
- Tabla 2. Manejos post-incendio realizados tras el incendio de 2015 en las parcelas instaladas en Ódena.
- Tabla 3. Perímetro de incendios forestales: Ódena 27/07/2015.
- Tabla 4. Principales propiedades físico-químicas del suelo de estudio bajo diferentes manejos post-incendio

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	7
1.1. <i>Incidencia de los incendios en el territorio español</i>	7
1.2. <i>Tratamientos post-incendio</i>	8
1.3. <i>Efectos de los incendios forestales y los manejos post-incendio en las propiedades del suelo</i>	10
2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS	14
3. MATERIAL Y MÉTODOS	18
3.1. <i>Descripción de la zona de estudio</i>	18
3.1.1 <i>Localización</i>	18
3.1.2. <i>Clima</i>	19
3.1.3. <i>Geología y geomorfología</i>	19
3.1.4. <i>Edafología</i>	20
3.1.5. <i>Vegetación</i>	20
3.1.6. <i>Paisaje</i>	21
3.2. <i>Diseño experimental</i>	22
3.3. <i>Análisis de laboratorio</i>	23
3.4. <i>Análisis estadístico</i>	23
4. RESULTADOS	24
4.1. <i>Materia orgánico</i>	24
4.2. <i>Carbono de la biomasa microbiana</i>	24
4.3. <i>Respiración edáfica basal</i>	26
4.4. <i>β-Glucosidasa</i>	27
4.5. <i>Actividad fosfatasa</i>	28
5. DISCUSIÓN	30
6. CONCLUSIONES	33
7. BIBLIOGRAFÍA	34

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Incidencia de los incendios en el territorio español

El fuego es un elemento natural que ecosistemas, como el mediterráneo, precisan como un factor para la regeneración de bosques y montes, pues aporta estrategias rebrotadoras y de germinación tras su paso contribuyendo a configurar las comunidades vegetales (*Le Houerou, 1973; Naveh, 1975*). Sin embargo, ha dejado de ser una perturbación natural que modela el paisaje para convertirse en una terrible amenaza. En el contexto mundial se estima que anualmente más de 500 millones de hectáreas son afectadas por incendios (*Rowell y Moore, 1999*). España está incluida dentro de los cinco países del sur de Europa con más incendios, que en más de un 96% de los casos, está ocasionada por el ser humano.

Según la estadística provisional enviada por los servicios competentes de las administraciones autonómicas al Área de Defensa contra Incendios Forestales, durante 2015 tuvieron lugar 15 Grandes Incendios Forestales (GIF), categoría que incluye aquellos incendios que superan las 500 ha forestales afectadas.

En la tabla 1, quedan recogidos el total de los GIF, principalmente durante la campaña de verano, que supusieron un 38,76% de la superficie total afectada y un 0,12% del total de siniestros ocurridos.

Tabla 1. Superficie forestal afectada en el territorio español por GIF durante el año 2015 (MAGRAMA).

Provincia	Municipio	Fecha (día/mes)	Superficie Forestal
Alicante	Vall d'Ébo	14-5	1.715,05
Zaragoza	Luna	4-7	8.400,00
Jaén	Quesada	5-7	9.060,66
Granada	Gualchos	8-7	1.463,14
León	Quintana del Castillo	15-7	2.124,00
Toledo	Navalcán	16-7	940,00
Zamora	Trabazos	21-7	878,02
Barcelona	Odena	26-7	1.059,40
Leon	Lucillo	26-7	1.113,00
Soria	Burgo de Osma	28-7	528,08
Asturias	Tineo	27-7	553,14
Cáceres	Acebo	6-8	6.830,98
Cáceres	Logrosán	10-8	776,20
Ourense	Cualedro	30-8	1.478,24
Asturias	Boal	19-12	2.554,00
SUPERFICIE FORESTAL AFECTADA			39.474,91

Otros países del ámbito mediterráneo como Portugal, Grecia, el sur de Francia o Italia también los sufren especialmente. A pesar de este problema de primer orden, no existe una política forestal comunitaria y que la falta de prevención es un problema fundamental. Este factor, junto con el abandono rural y otras dificultades estructurales, ha generado un aumento de incendios forestales altamente peligroso, no solo para la biodiversidad, sino también para la seguridad de la población. Además, la mayor frecuencia e intensidad de las olas de calor y el aumento de las temperaturas contribuye a una mayor frecuencia e intensidad de incendios forestales.

Sin embargo, los ecosistemas mediterráneos han estado, están y estarán especialmente influenciados, cuando no ligados, por el fuego, de tal forma que gran parte de la dinámica ecosistémica y paisajística depende de los incendios (Naveh, 1974; 1975). Estos ecosistemas han sido influenciados antrópicamente durante milenios, modificando el territorio para su uso y aprovechamiento (McNeill, 1992). El ser humano ha utilizado el fuego como herramienta de gestión del territorio desde la prehistoria, fragmentando el paisaje (Wrangham *et al.*, 1999), causando una heterogeneidad espacial en los ecosistemas donde su influencia es determinante en el régimen natural de los incendios forestales (Prosser, 1990).

En las últimas décadas, los incendios forestales se han convertido en un factor de origen humano en la mayoría de los casos, donde más del 70% ocurre con una frecuencia e intensidad mucho mayor que el fuego natural (Mataix-Solera y Guerrero, 2008). Por tanto, el estudio de la incidencia del fuego en nuestros ecosistemas y en especial en los suelos, ya que la aceleración de los ciclos biogeoquímicos se inician en él, va a ser decisivo para entender la evolución post-incendio, y la recuperación del ecosistema (Mataix-Solera y Cerdà, 2009), de hecho, las propuestas de tratamientos en la gestión pre y post – incendio adquieren un alto grado de interés y utilidad.

1.2. Tratamientos post-incendio

Los ecosistemas mediterráneos son dependientes de los incendios en su debido régimen de recurrencia e intensidad (Bond *et al.*, 2004). Aunque el fuego es una alteración, el ecosistema está preparado para volver a la situación inicial anterior al incendio. No obstante, la política forestal tradicional en la cuenca mediterránea ha replantado, durante muchos años, bosques monoespecíficos de pino después de los incendios, siendo algunos muy inflamables

(Pausas *et al.*, 2008). En otras ocasiones ha habido intentos de introducir semillas de *Quercus sp.*, que normalmente tienen alta mortalidad (Beyers, 2009). Además, estas plantaciones se realizan mediante maquinaria pesada que produce una alteración dramática de los suelos y la vegetación. Además, la ejecución de una repoblación tras el incendio puede provocar más daño al suelo que el mismo, y obviamente es más caro que dejar que la vegetación se recupere por ella misma. Es necesario por tanto estudiar y analizar cada caso concreto para poder decidir si es mejor o no actuar.

Por otro lado, las actuaciones post-incendio que se utilizan y están siendo estudiadas principalmente son el acolchado con restos vegetales e hidrosiembras (Robichaud, 2009), repoblaciones con diferentes tipos de semillas, como se ha mencionado anteriormente, y barreras de erosión. No obstante, estos tratamientos post-incendio suelen ser más caros y normalmente se aplican si el riesgo de degradación del suelo y vegetación es elevado. Por ello, es justificable y efectiva la no actuación post-incendio, tanto por razones económicas como medioambientales. Un buen ejemplo de ello lo encontramos en los casos en los que las hojas caídas de los pinos después de un incendio actúan como acolchado natural y la propia regeneración de la vegetación es suficiente para reducir las tasas de erosión (Cerdà y Robichaud, 2009).

Tras un incendio forestal, normalmente, la primera herramienta de gestión post-incendio es proceder a la extracción de la madera quemada. Los árboles se tumban, se desraman y se procede a la extracción, conocido como Saca. Después se procede a la eliminación de los restos no maderables mediante quema, trituración o astillado. La saca de la madera se ha considerado generalmente como una actuación silvícola necesaria para la restauración de la zona quemada. Sin embargo, desde hace poco más de una década se ha generado un importante debate en relación con la pertinencia de la retirada de la madera quemada, que de hecho, muchos optan dejar la madera procesada en la misma área afectada (Bautista *et al.*, 2004; Castro *et al.*, 2009; 2010).

Así, la decisión de dónde y cuándo usar tratamientos de remediación después de un incendio requiere una evaluación de la severidad de incendio, el clima, suelos, topografía e hidrología de la cuenca (Robichaud, 2009).

1.3. Efectos de los incendios forestales y los manejos post-incendio en las propiedades del suelo

El fuego modifica los ciclos biogeoquímicos, produce cambios en la vegetación, suelo, fauna, procesos hidrológicos y geomorfológicos, calidad de las aguas e incluso cambios en la composición de la atmósfera (Prodon *et al.*, 1987; DeBano *et al.*, 1998; Shakesby y Doerr, 2006; Moody y Martin, 2009; Raison *et al.*, 2009). Está claro que a la gran variabilidad espacial en los efectos de los incendios forestales se ha de sumar la variabilidad climática, orográfica, litológica y de usos del suelo.

El suelo es el componente básico del ecosistema forestal. Su sostenibilidad y recuperación dependen de las funciones y procesos químicos, físicos y biológicos que ocurran debajo de la capa de hojarasca (Neary *et al.*, 1999; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Tras el fuego, el suelo puede sufrir cambios directos producidos por el calentamiento y la combustión, e indirectos como consecuencia de la situación microclimática después de la pérdida de la cubierta vegetal y recubrimiento de las cenizas, que suponen cambios en la humedad edáfica, temperatura y radiación solar (Raison *et al.*, 2009) que afectarán a la recuperación del sistema tanto en beneficio (menos competencia, más luz, más nutrientes) como en detrimento (mayor erosión, menos infiltración) del ecosistema (Neary *et al.*, 1999).

El calentamiento del suelo puede producirse variaciones de las propiedades físicas, químicas y biológicas. El pH y la conductividad eléctrica (CE) normalmente aumentan, debido al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas. Este aporte de cenizas también enriquece el suelo con un aumento de nutrientes (Ca, Mg, K, Na, P) y según Kutiel y Naveh (1987) es considerado el mayor factor de crecimiento de la vegetación en los ecosistemas mediterráneos. Sin embargo hay algunos nutrientes que se pierden por combustión durante el incendio, se volatilizan (Raison *et al.*, 1984), o existe peligro de que la acción del viento, erosión o lixiviación laven esta inyección de nutrientes fundamentales, sobre todo cuando no hay vegetación (Arianoutsou *et al.*, 1993; Neary *et al.*, 1999; Cerdà y Bodí, 2007).

Todos los ecosistemas de tipo mediterráneo han evolucionado con el fuego como factor abiótico importante, que no es extraño en la naturaleza; es capaz de destruir la materia orgánica (MO) por oxidación rápida produciendo su mineralización, pero si el incendio es de baja intensidad solamente se destruye la parte del humus situada en los primeros centímetros. A medida que se incrementa la temperatura el humus sufre modificaciones que le confieren

características más resistentes a la degradación microbiana, lo que Almendros *et al.* (1984) llaman humus piromórfico.

En cuanto al efecto del fuego en la actividad microbiana, también se observan disparidad de resultados. Algunas investigaciones muestran que la actividad biológica, cuantificada como respiración edáfica decrece, y en otros casos se incrementa. En muchos casos el incremento inicial se ha asociado a la solubilización de compuestos orgánicos por calor (Serrasolsas y Khanna, 1995; Prieto-Fernández *et al.*, 1998; Fernández *et al.*, 1997), y quizás por ello después se observan descensos de la respiración (Almendros *et al.*, 1990; Bauhus *et al.*, 1993; Choromanska y DeLuca, 2001). Otros autores observan reducción de la respiración varios meses o años después del fuego (Hernández *et al.*, 1997; Pietikäinen y Fritze, 1993; de la Torre *et al.*, 2002; Choromanska y DeLuca, 2002; Mataix-Solera *et al.*, 2006).

En suelos quemados se ha observado que la biomasa bacteriana contribuye más a la microbiana total que en suelos no quemados (Entry *et al.*, 1985), como las bacterias heterotróficas, que no parecen afectarse demasiado o probablemente sean mejores recolonizantes de los suelos quemados. Dependiendo de los investigadores, y de un largo número de factores, entre los que cabe destacar tiempo desde el incendio, fecha del muestreo o intensidad del mismo, se han observado descensos o incrementos (Grasso *et al.*, 1996; Wüthrich *et al.*, 2002; Dunn *et al.*, 1985; Jorgensen y Hodges, 1970; Widden y Parkinson, 1975; Acea y Carballas, 1996; Vázquez *et al.*, 1993; Ahlgren y Ahlgren, 1965).

Los hongos, por otro lado, parecen ser los microorganismos más afectados por el fuego (Acea y Carballas, 1996; Vázquez *et al.*, 1993; Ahlgren y Ahlgren, 1965; Jalaluddin, 1969; Bollen, 1969; Guerrero *et al.*, 2005), quizás por su mayor sensibilidad a la temperatura tal y como apunta Dunn *et al.* (1985), aunque se deben considerar los efectos tales como incrementos de pH (Mataix-Solera *et al.*, 2002c; Bartoli *et al.*, 1991), o la destrucción de ciertas fracciones de la materia orgánica edáfica, entre las que destacarían las celulosas.

Las actividades enzimáticas, como propiedad biológica del suelo, por su naturaleza proteica se ven muy afectadas por el calor (Skujins, 1967). En muchos casos se observan reducciones (Saá *et al.*, 1993; 1998; Carballas *et al.*, 1993; Hernández *et al.*, 1997), y dependientes de la temperatura alcanzada, pudiéndose encontrar alta heterogeneidad espacial (Boerner *et al.*, 2000).

En cuanto a la gestión posterior al incendio, puede tener un impacto negativo en los suelos, siendo en algunos casos aún más severo que el propio incendio. Por ejemplo la tala y saca (TS) es una técnica de manejo común en áreas afectadas por incendios, que comprende la extracción de la madera quemada y en muchos casos el uso de maquinaria pesada y el arrastre de los troncos sobre el suelo, con el consecuente aumento de su vulnerabilidad a la erosión y degradación del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2015, 2016). Muchos autores, han estudiado la dinámica de la vegetación en áreas afectadas por incendios y donde se aplicaron tratamientos TS (González-Ochoa *et al.*, 2004; Martínez-Sánchez *et al.*, 1999; Pausas *et al.*, 2004; Vega *et al.*, 2008; Griffin *et al.*, 2013). La recuperación de la vegetación después del incendio posterior al incendio podría haber sido dificultada por la compactación del suelo (Page-Dumroese *et al.*, 2006) o por la menor disponibilidad de agua (Marañón-Jiménez *et al.*, 2013) causada por el maquinaria pesada. Entre abundantes estudios, los resultados son contradictorios, que podrían deberse a factores como el tipo de suelo, cuándo y cómo se realiza el tratamiento TS, y las condiciones meteorológicas que pueden ser decisivas.

Poco se sabe sobre el efecto que tiene la extracción de la madera quemada en las propiedades del suelo y cómo esto puede afectar la respuesta del ecosistema a las gestiones de incendios y posteriores al incendio. Marañón-Jiménez *et al.* (2011) observaron una disminución en la respiración del suelo después del tratamiento de la tala de salvamento, y Serrano-Ortiz *et al.* (2011) un impacto negativo para el secuestro de carbono potencial. El manejo post-incendio puede reducir la cobertura vegetal y afecta al microclima del suelo (Lindenmayer y Noss, 2006), la descomposición y la capacidad de almacenamiento de carbono en el ecosistema (Serrano-Ortiz *et al.*, 2011). Todos estos factores también pueden provocar una respuesta rápida en las propiedades microbianas, produciendo cambios importantes en la biomasa de los microorganismos y su actividad (Burton *et al.*, 2000; Nadelhoffer, 2000; Tang *et al.*, 2003).

Por otro lado, otros estudios en el que se evalúa la no extracción de la madera quemada, si no depositarla en la superficie del suelo, los resultados se ven más favorecido, ya que la madera quemada supone un importante reservorio de nutrientes que obviamente se perderán del sistema en caso de que sea extraída (Marañón-Jiménez *et al.*, 2013). La madera quemada también ejerce un fuerte efecto sobre las condiciones microclimáticas, en las que puede reducir la radiación incidente en torno a un 25% y, con ello, la temperatura del suelo, lo

que se traduce en un incremento de la humedad edáfica en los primeros centímetros del suelo (Castro *et al.*, 2011).

La presencia de madera quemada también afectó a funciones clave del ecosistema, como la fijación de carbono atmosférico (Serrano-Ortiz *et al.*, 2011) o la respiración del suelo (Marañón-Jiménez *et al.*, 2011). Diversos estudios corroboran igualmente efectos negativos sobre un amplio conjunto de procesos que alteran la estructura y función del ecosistema, y con ello aspectos como la capacidad de regeneración natural, la diversidad, o los servicios ecosistémicos (Dellasala *et al.*, 2006; Lindenmayer *et al.*, 2008; Leverkus *et al.*, 2012).



2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

El 26 de julio de 2015, se originó el incendio de Ódena por la manipulación inadecuada de una picadora de paja. Más de mil hectáreas se vieron afectadas entre las comarcas de la Anoia y el Bages, zona de alto riesgo de incendio en 2015 por la ola de calor y la sequía, que como se puede observar en la Figura 1 muestra unas condiciones de sequía casi extrema, con valores entre -2 y -2,5, para el índice de precipitación estándar, durante los primeros 6 meses del año.

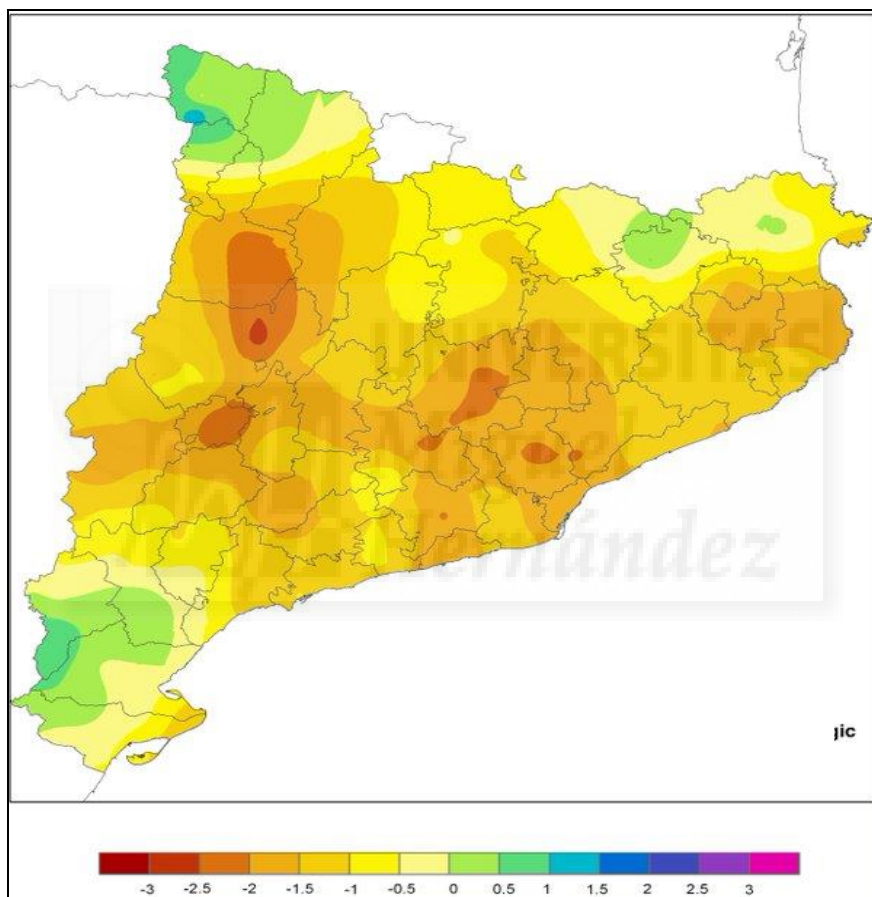


Figura 1. Índice de precipitación estándar (IPE) entre Enero de 2015 – Junio de 2015 que permite hacer una evaluación del déficit y exceso de precipitación del territorio (IDESCAT: Instituto de Estadística de Cataluña)

Una gran parte del bosque quemado era un pinar de pino carrasco (*Pinus halepensis*), el cual ya había sufrido un incendio en 1986. Todavía estaba en recuperación y la mayor parte de los pinos eran individuos jóvenes. Además tras el incendio de 1986, se

gestionó el suelo con una serie de manejos que se repitieron tras el incendio de 2015 y han sido evaluados en este trabajo:

Tabla 2. Manejos post-incendio realizados tras el incendio de 2015 en las parcelas instaladas en Ódena.

Manejos	Descripción
Cortar y retirar	Se cortó la vegetación afectada se desbrozo y se procede a la extracción (Saca). La extracción se realizó manualmente y no con maquinaria pesada.
No tratamiento	Se dejó tal y como quedó sin alterar el área de estudio.
Cortar y dejar	Se cortó la vegetación afectada y se dejó en la superficie del suelo. La madera no se sacó, únicamente se desbrozó y se dejó en la superficie.

Actualmente, parte de las áreas donde se había aplicado una reducción de la cubierta vegetal, están recubiertas ya de verde gracias a las especies rebrotadoras. Éstas tienen un banco de yemas subterráneas protegidas que no son destruidas por el fuego y que crecerán como nuevos vástagos. Gracias a esta estrategia, la zona afectada se puede empezar a regenerar rápidamente y es por eso que los investigadores ya encontraban ejemplares de encina, coscoja, madroño y brezo seis meses después del fuego. Un año después, este rebrote cubre hasta el 40% de la superficie quemada, en el caso de las zonas aclaradas. En cuanto a los pinos carrascos que se habían quemado, que no tienen una estrategia rebrotadora, sino que germinan, tienen una regeneración modesta y variable en toda la zona.

Casi el 75% de los árboles quemados analizados sufrieron una afectación moderada (severidad nivel 1), y no conservaron las hojas pero sí las ramas secundarias y las piñas, como podemos contemplar en la Figura 2.



Figura 2. Fotografía realizada sobre la vegetación afectada tras el incendio, donde se puede diferenciar el límite entre zona quemada y la que se salvó (CREAF: Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales).

En cuanto al área afectada, son varios los municipios afectados, cuyo número de hectáreas quemadas es de unos 1235,52 en total, según afirma el cuerpo de Agentes Rurales de la Generalitat de Cataluña. Asimismo, en la Tabla 3, recoge el número de hectáreas y el porcentaje entre los usos y/o cubiertas afectadas dependiendo de los municipios perjudicados, del cual un 72,02% corresponde a la cubierta de Arboleda como mayor área dañada por el fuego.

Tabla 3. Perímetro de incendios forestales: Ódena 27/07/2015 (Agents Rurals de Catalunya).

Usos/Cubiertas Afectadas	Municipios Afectados (ha)					Total	%
	Castellfollit del Boix	Castelloli	El bruc	Ódena	Sant Salvador		
Arboleda	272,85	6,25	471,14	25,43	114,11	889,78	72,02
Matorral	41,74	0,52	78,39	1,92	4,36	126,92	10,27
Cultivo	110,84	0,62	58,31	10,14	6,42	186,32	15,08
Pastaje	1,54		16,38	0,03	1,40	19,34	1,57
Improductivo	0,25		1,19		1,29	2,73	0,22
Urbano	6,38		2,68	0,87	0,50	10,43	0,84
Total (municipios)	433,59	7,39	628,08	38,38	128,07	1235,52 ha	

Este trabajo se ha realizado en el marco de un proyecto de investigación más amplio, cuyos trabajos corresponden a Marcos Francos, de la Universidad de Barcelona, y que se desarrolló conjuntamente con otros miembros del equipo de investigación a cargo del proyecto. Algunos resultados obtenidos por otros componentes del grupo de investigación, relativos al estudio en profundidad, se tratarán en el apartado 6 de **Discusión** en relación a los obtenidos en el presente trabajo.

En un estudio previo (Francos *et al.*, 2016), se estudió el impacto de diferentes tipos de manejo forestal en el suelo extraíble de calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K) después de un incendio forestal severo.

El objetivo de este estudio es evaluar la evolución temporal del contenido en MO (%) del suelo, el carbono de la biomasa microbiana (CMB), la respiración edáfica basal (REB) y las actividades enzimáticas β -Glucosidasa (β -Glu) y fosfatasa (PHP) de diferentes manejos post-incendio.



3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción de la zona de estudio

3.1.1. Localización

La zona de estudio se encuentra en Ódena, un municipio de Cataluña, España. Pertenece a la provincia de Barcelona, y se halla situado en la comarca de Anoia. Siguiendo el geoide ETRS.89, las coordenadas UTM para el huso 30 son: X = 887573 m; Y = 4615901,3m.

En la Figura 3, se observa el perímetro del Incendio Forestal de Ódena que afectó a unas 1235,52 ha según los datos recogidos por los Agents Rurals de Catalunya.

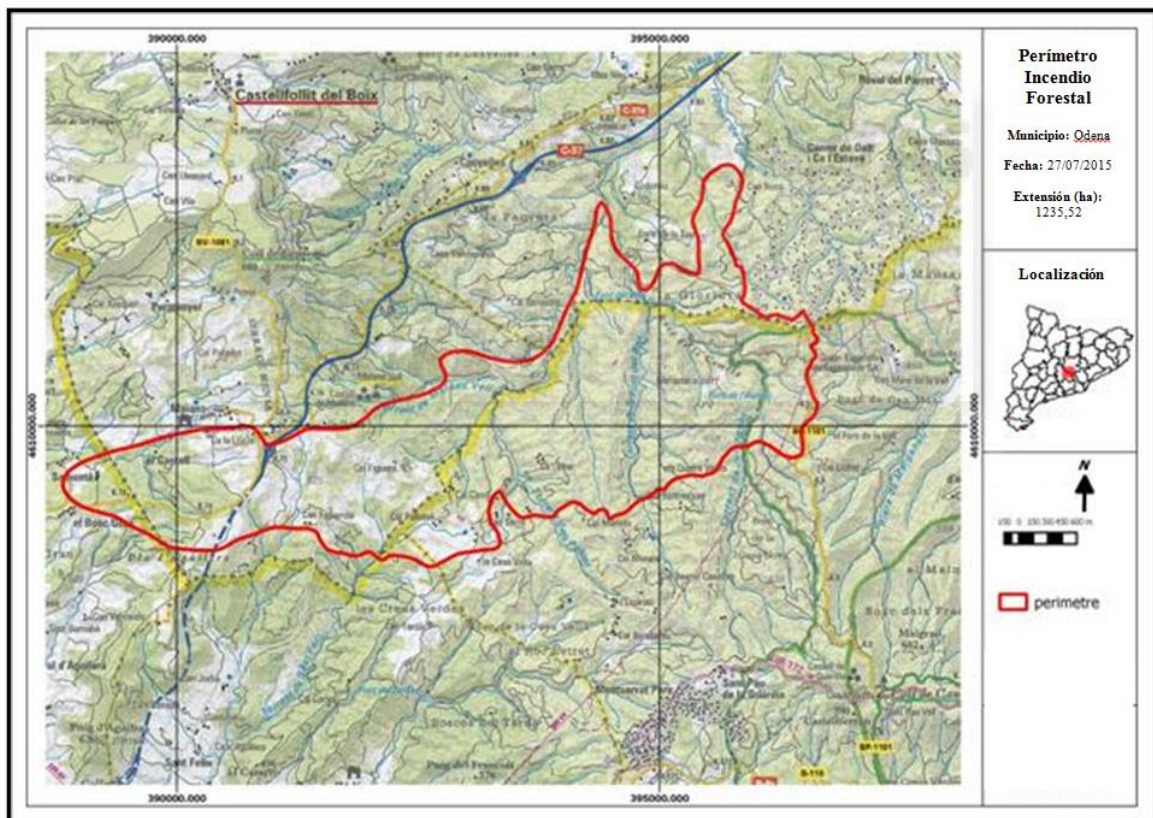


Figura 3. Perímetro del incendio forestal de Ódena, 2015 (Agents Rurals de Catalunya).

3.1.2. Clima

Presenta un clima mediterráneo típico, Csa en la clasificación climática de Köppen, que se caracteriza por veranos secos y calurosos, e inviernos húmedos y lluviosos, con temperaturas suaves. La temperatura media anual es de 14.4 ° C y con una precipitación media anual de 622 mm (Figura 4). Se observa que el mes más seco es julio (mes en el que se produjo el incendio), con 31 mm. En cambio las mayores precipitaciones del año corresponden al mes de septiembre un mes antes de las recogidas de muestras. La temperatura máxima pertenece a agosto, con un promedio de 22.6 ° C y el mes más frío es enero con una mínima de 7.1 °C.

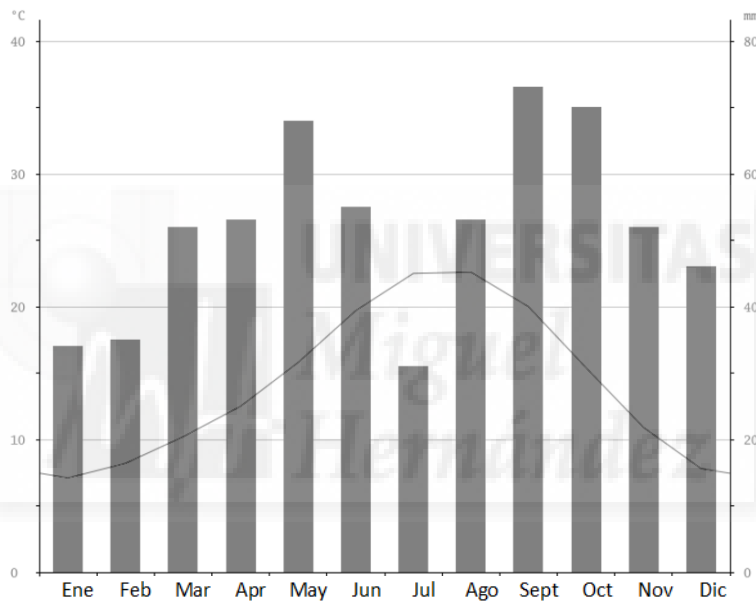


Figura 5. Climograma de Ódena. El diagrama de barras pertenece a la precipitación media por meses (mm) y la línea muestra la temperatura media (°C). (Climate-Data)

3.1.3. Geología y Geomorfología

En la Depresión Central Catalana, se encuentra la zona de estudio, con predominio de sedimentos argílicos y limos, y rocas sedimentarias con alternancia de conglomerados, lutitas y yesos. Los conglomerados aparecen en capas de espesor de decimétrico a métrico y extensión lateral hectométrica intercalados en las lutitas masivas. Los afloramientos de yesos grises y ocreos son frecuentes, tanto, que se han delimitado terraplenes para actividad extractiva.

3.1.4. Edafología

El suelo del área de estudio sigue una secuencia de horizontes Ap, Bw, Bk, BC, y se clasifican como *Haploxerept Fluventic* (Soil Survey Staff, 2014). Son suelos muy profundos, bien drenados, de textura superficial franca a franca limosa poco pedregosos. Desarrollados sobre material detrítico fino, arenas y limos de la Depresión Central Catalana. Estos suelos se formaron en aluviones estratificados en pendientes suaves. La mayoría de estos suelos se utilizan como tierras de cultivo o pastos. Las principales propiedades de los suelos de la zona de estudio con los diferentes manejos post-incendio se encuentran en la Tabla 4.

Tabla 4. Principales propiedades físico-químicas del suelo de estudio bajo diferentes manejos post-incendio (Francos, M. 2017). Parámetros: pH, Conductividad eléctrica (CE); Materia orgánica (MO); Nitrogeno kjeldahl (Nk); Estabilidad de agregados (EA); Calcio asimilable (Ca); Sodio asimilable (Na).

Manejo	Muestreo	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Mo (%)	Nk (%)	EA (%)	Ca (mg/kg)	Na (mg/kg)
CR	1	8.41 \pm 0.24	395 \pm 142	7.11 \pm 2.47	0.41 \pm 0.13	96.51 \pm 2.16	35663 \pm 4866	386 \pm 184
	2	7.89 \pm 0.33	273 \pm 127	7.72 \pm 2.66	0.38 \pm 0.14	96.96 \pm 1.90	17879 \pm 2462	185 \pm 87
NT	1	8.53 \pm 0.12	277 \pm 69	5.64 \pm 1.54	0.33 \pm 0.10	96.24 \pm 1.64	34239 \pm 5325	586 \pm 287
	2	8.01 \pm 0.12	243 \pm 93	5.86 \pm 1.20	0.30 \pm 0.08	94.83 \pm 2.39	16440 \pm 2005	222 \pm 141
CL	1	8.51 \pm 0.16	270 \pm 59	5.34 \pm 2.02	0.31 \pm 0.11	94.67 \pm 4.15	36721 \pm 4156	628 \pm 343
	2	7.95 \pm 0.06	216 \pm 48	5.75 \pm 1.63	0.27 \pm 0.10	94.59 \pm 1.89	15212 \pm 1126	105 \pm 40

3.1.5. Vegetación

En el área forestal quemada, la vegetación predominante era de pino carrasco (*Pinus halepensis*), que lamentablemente, ya había sufrido un incendio en el año 1986. Este pinar se encontraba todavía en recuperación y la mayor parte de los pinos eran individuos jóvenes. Además, se encontraban unidades fisionómicas como *Pinus nigra*, *Pinus pinea*, *Quercus ilex*, *Quercus faginea* y matorrales.

Sin embargo, la zona de estudio pertenece a la región mediterránea, subprovincia Catalano-Valencia, clasificada por un ombrotipo seco y un termotipo mesomediterráneo. Por

lo tanto, los principales tipos de vegetación potencial son el encinar litoral (*Quercetum ilicis pistacietosum*), como dominante, encinar de roble de hoja pequeña (*Quercus faginea*): *Quercetum ilicis quercetosum valentinae*; y robledal de *Quercus faginea*: *Quercetum rotundifoliae quercetosum fagineae*.

3.1.6. Paisaje

El área afectada por el incendio, podría definirse como un paisaje forestal, con poca modificación del territorio por actividad antrópica, ya que solo un 15,1% era zona de cultivo y un 0,7% es urbano (Figura 5). La mayor parte de la zona, con un 40,4%, estaba destinada a la regeneración de la cubierta vegetal tras el incendio producido en 1986.

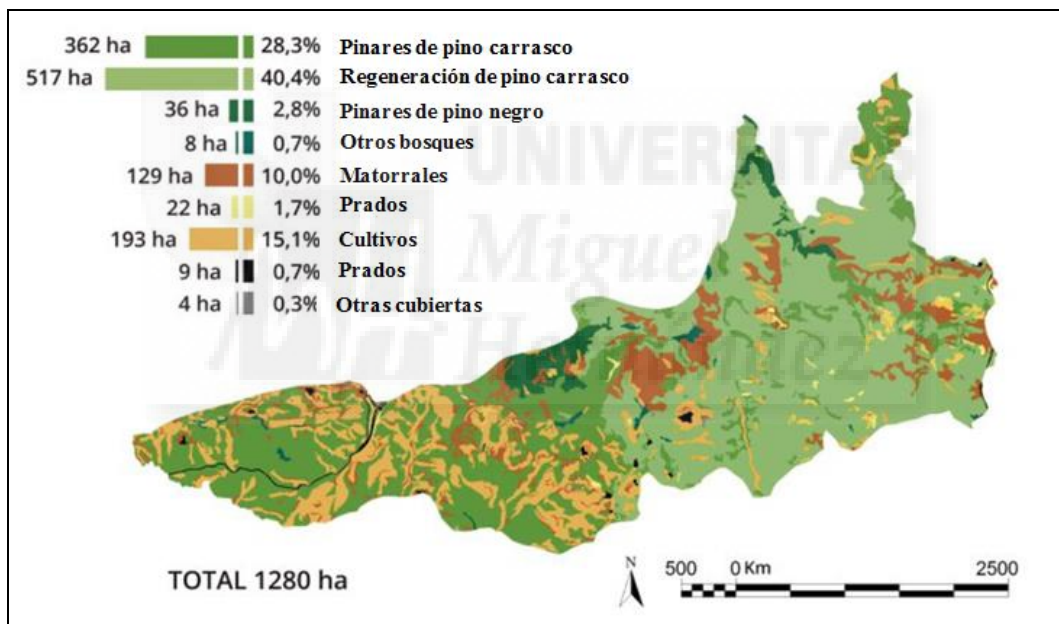


Figura 5. Mapa de los distintos usos del suelo dentro del área afectada por el incendio. (CREAF: Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales).

En cuanto a zonas de interés cultural o de conservación, se encuentra el parque natural la Montaña de Montserrat a pocos kilómetros de la zona de estudio, cuyos elementos geológicos le confieren una singularidad, tratándose de un macizo rocoso, de relieve muy agreste, en el que la acción de la erosión ha creado numerosas formas de agujas, cantiles y crestas.

3.2. Diseño experimental

Este estudio pretende evaluar el efecto de diferentes tipos de manejo post-incendio sobre algunas propiedades del suelo, se instalaron parcelas experimentales en la zona de estudio (Figura 6), tres parcelas (2x2 m) para cada manejo forestal (Tabla 2), obteniendo un total de 9 parcelas de estudio..

En cada una de las parcelas se recogieron 3 muestras entre 0-2,5 cm de profundidad, obteniéndose un total de 27 muestras por muestreo. Para evaluar la evolución temporal se realizaron dos muestreos: el primer muestreo (M1) que se realizó el 3 de octubre de 2015 (dos meses tras el incendio) y un segundo muestreo (M2) diez meses después del incendio.

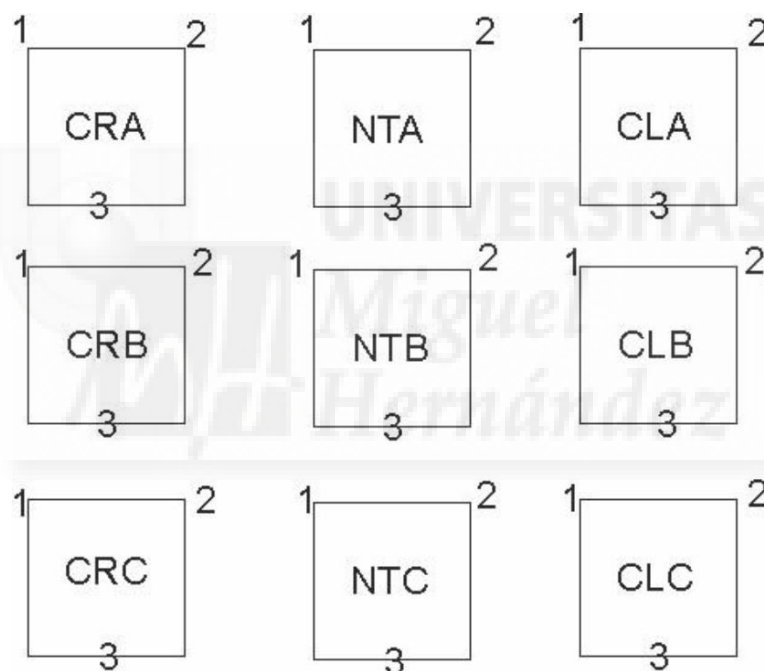


Figura 6. Diseño experimental en el que se muestra las 3 parcelas (A, B, C) para cada manejo (CR, NT y CL). Los números indican cada la obtención de cada muestra

Las muestras para medir las propiedades biológicas se almacenaron, rápidamente, en bolsas etiquetadas y manteniéndolas a una temperatura de 4°C para su adecuada conservación. Para la determinación del contenido en MO, las muestras se secaron al aire y se tamizaron (< 2 mm) al llegar al laboratorio.

3.3. Análisis de laboratorio

Para la determinación de la materia orgánica (MO) se midió mediante oxidación con dicromato potásico y posterior valoración con sulfato ferroso amónico (Walkley y Black, 1934). El carbono de la biomasa microbiana (CMB) fue medido a partir del método de fumigación-extracción adaptado de Vance *et al.* (1987). En cambio la respiración edáfica basal (REB) fue monitorizada con un respirómetro multisensor (Micro-Oxymax, Columbus, OH, USA), que mide el CO₂ liberado mediante un sensor infrarrojo. Por último, para las enzimas β-Glucosidasa (β-Glu) y fosfatasa (PHP), se utilizó el método de Tabatabai (1982), y el método de Tabatabai y Bremer (1969) respectivamente.

3.4. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa SPSS 23 (C SPSS Inc., 1989) y XLSTAT (2017) para la plataforma Excel, donde se ajustó los datos a una distribución Normal para todos los parámetros que se han estudiado sobre calidad de suelo, verificado con el test Kolmogorov-Smirnov. Para conocer la evolución temporal se realizó un test ANOVA, realizándose una prueba de inter-sujetos entre manejos. Para la separación de las medias fue realizado un test Post-Hoc de Tukey ($p < 0,05$) asumiendo varianzas iguales. Las relaciones entre los contenidos de los diferentes parámetros se llevaron a cabo mediante correlaciones de Pearson.

4. RESULTADOS

Los resultados que se muestran a continuación son los correspondientes al análisis del contenido en MO del suelo y de los parámetros biológicos estudiados (CMB, REB, β -Glu y PHP). La selección de estos parámetros es debido a que responden muy rápidamente a las perturbaciones en el suelo.

4.1. Materia orgánica

El contenido de MO (%) del suelo para los diferentes manejos en los dos muestreos realizados, se muestra en la figura 7. No se observaron cambios significativos en la evolución temporal para ninguno de los manejos estudiados ($p > 0.05$). Sólo se observó un aumento significativo entre el manejo CR y CL tras dos meses después del incendio (M1)

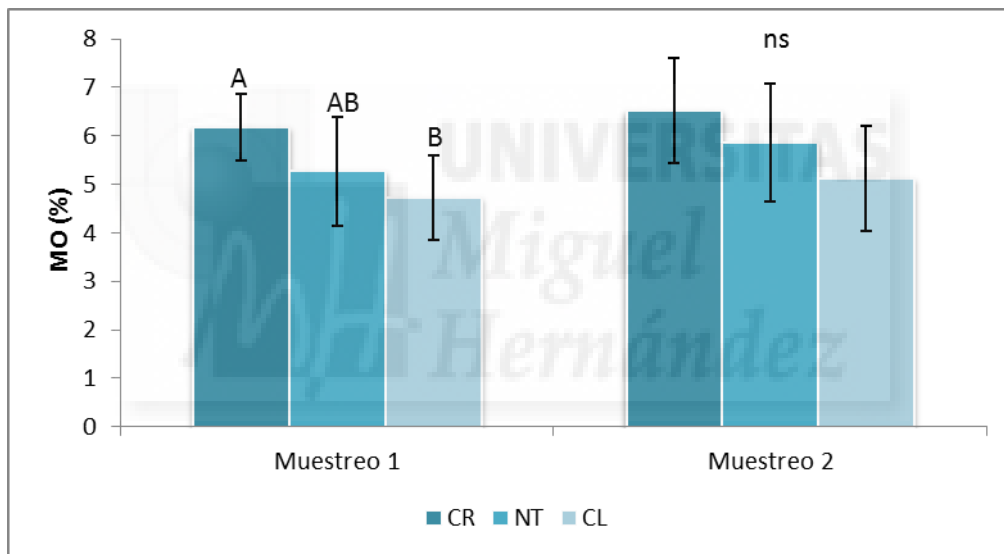


Figura 7. Evolución temporal del contenido en MO (%) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar). Diferentes letras por encima de las barras indican diferencias significativas entre manejos ($p < 0.05$); ns: las diferencias no son significativas.

4.2. Carbono de la biomasa microbiana

En la Figura 8 se observa una disminución significativa ($p < 0.001$) en la evolución temporal del CMB para los distintos manejos. Con valores superiores a 400 mg C/kg en el M1 y tras diez meses después del incendio valores inferiores a 200 mg C/kg suelo. Al igual que la MO, sólo se observaron diferencias significativas entre los manejos en el primer muestreo, en el cual el CR presentó los valores más altos.

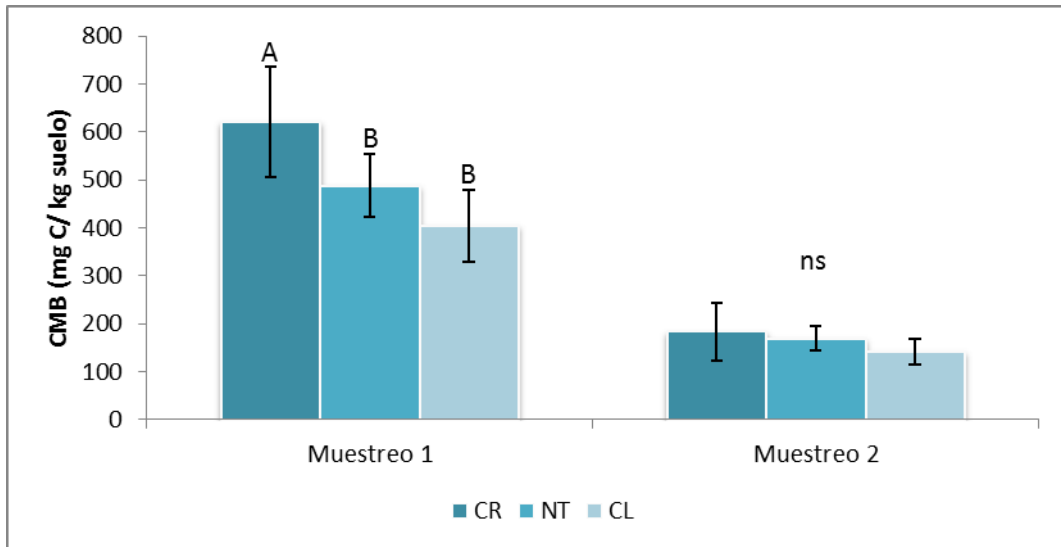


Figura 8. Evolución temporal del contenido en CMB (mg C/ kg suelo) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar). Diferentes letras por encima de las barras indican diferencias significativas entre manejos ($p < 0.05$); ns: las diferencias no son significativas.

A pesar de que se encontró una correlación positiva y significativa entre el CBM y el contenido en MO para M1, sólo podemos observar una tendencia, ya que el factor de regresión presentó valores bajos. Para M2 no se encontró ninguna correlación entre ambos parámetros, dando a considerar que a pesar de que la cantidad de MO no haya variado con el tiempo, la presencia de microorganismos ha disminuido significativamente, no siendo el contenido de MO la causa de este descenso.

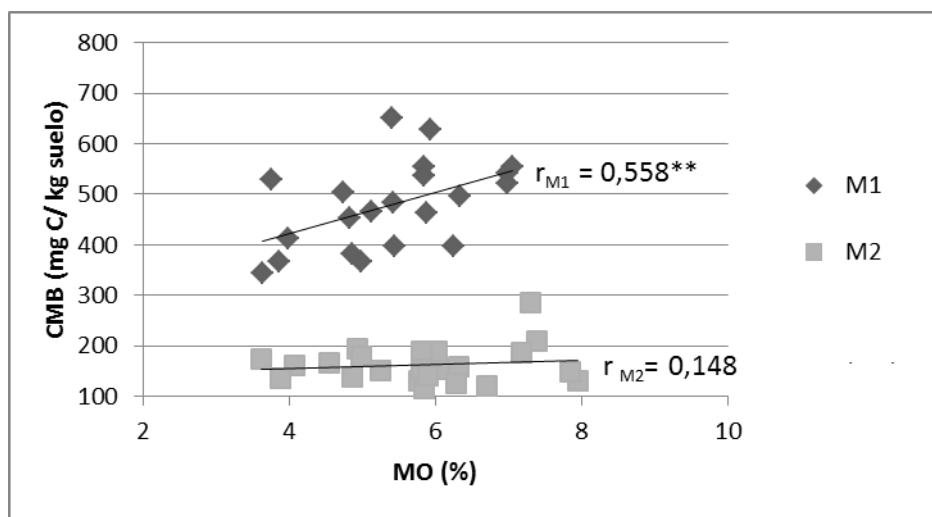


Figura 9. Correlación entre el contenido de CMB (mg C/ kg suelo) y el contenido de MO (%). Significativo en: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

4.3. Respiración edáfica basal

En la Figura 10, se observa una disminución significativa con el tiempo ($p < 0.05$) para el manejo CR. En cuanto a los manejos, se observaron los valores más altos de REB en CR, observándose diferencias significativas entre CR y los otros manejos en ambos muestreos. Los valores más bajos se encontraron en CL, inferiores a $2,5 \mu\text{g/h/g}$, siendo en M1 significativamente diferente a NT.

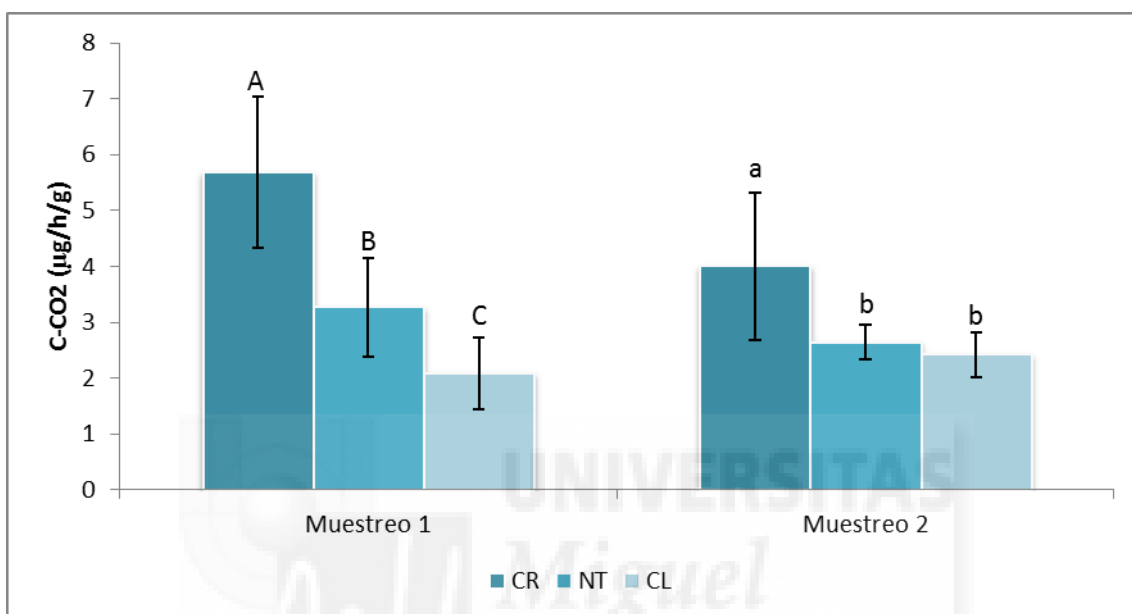


Figura 10. Evolución temporal del contenido en REB ($\mu\text{g/h/g}$) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar). Diferentes letras por encima de las barras indican diferencias significativas entre manejos ($p < 0.05$).

En cuanto a la correlación de REB con la MO se observó una correlación positiva y significativa en ambos muestreos. En cuanto a la correlación con la CMB solo en M1 (Figura 11).

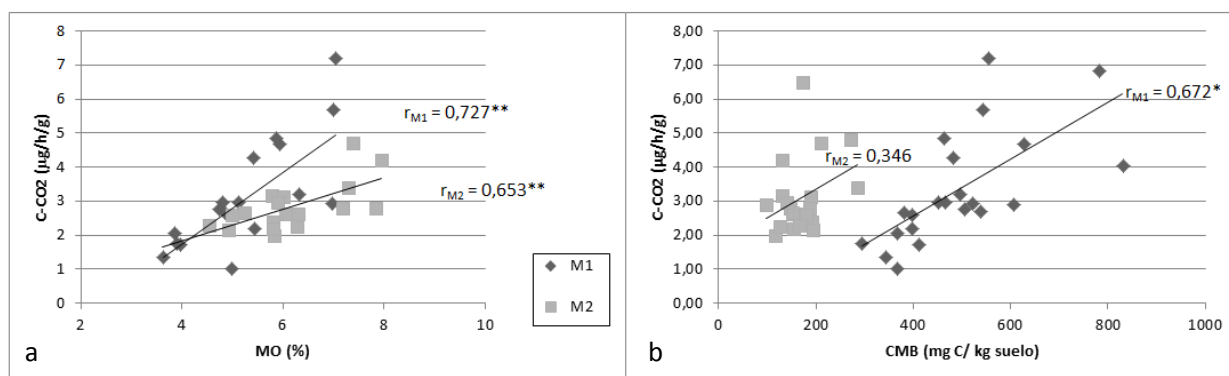


Figura 11. Correlaciones entre los contenidos de: REB y MO (a); REB y CMB (b).
Significativo en: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

4.4. β -Glucosidasa

La evolución de β -Glu decrece igualmente tras los 8 meses de muestreo, siendo esta disminución significativa en el manejo CR ($p < 0.05$). Se repite, como anteriormente, que los valores más altos los posee el manejo CR, pero que no llega a ser estadísticamente significativo con NT, pero si hay diferencias significativas con el manejo CL, que tiene los valores más bajos en los dos muestreos (Figura 12).

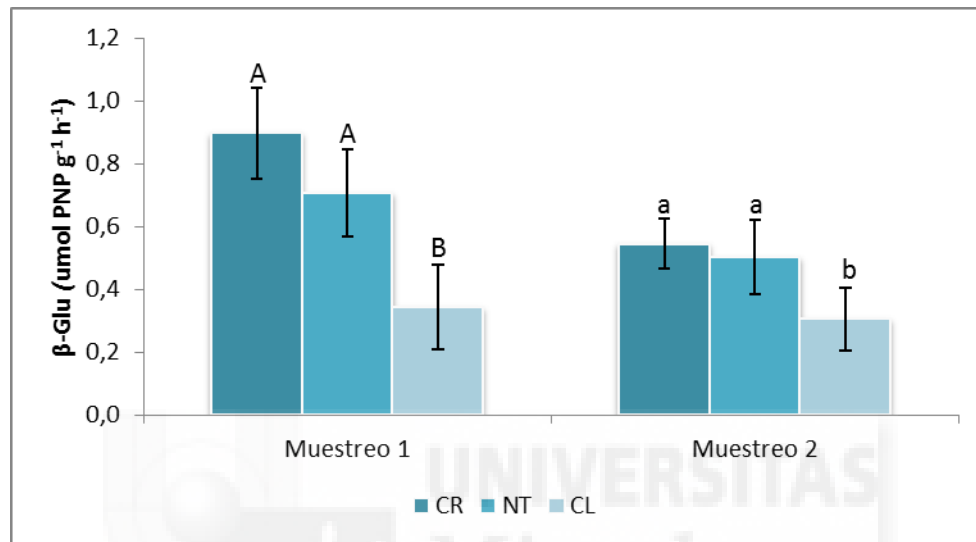


Figura 12. Evolución temporal del contenido en β -Glu ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar). Diferentes letras por encima de las barras indican diferencias significativas entre manejos ($p < 0.05$).

La actividad de esta enzima interviene directamente en el ciclo del carbono en el suelo, degradando la celulosa. Al igual que REB, está correlacionada positiva y significativamente con CMB, aunque se puede observar que en M2 hay un punto alejado al resto causando esta significancia. Por otro lado, la correlación con MO solo es significativa en el primer muestreo (Figura 13).

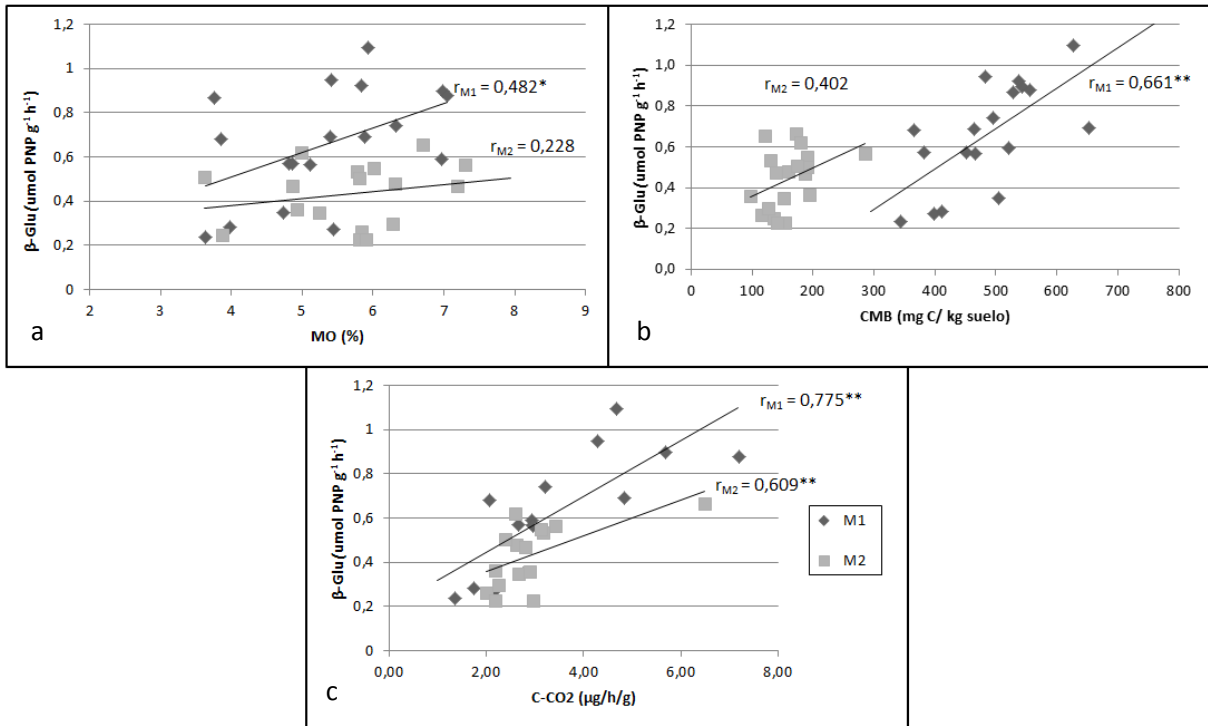


Figura 13. Correlaciones entre los contenidos de: β -Glu y MO (a); β -Glu y CMB (b); β -Glu y REB (c). Significativo en: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

4.5. Actividad fosfatasa

Por último, en la Figura 14 se muestran los valores para la actividad fosfatasa. Se observan cambios significativos solo en la evolución temporal en el manejo CL ($p < 0,05$). Además este manejo posee valores más altos, superando $1 \mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ con diferencias significativas respecto a los otros manejos.

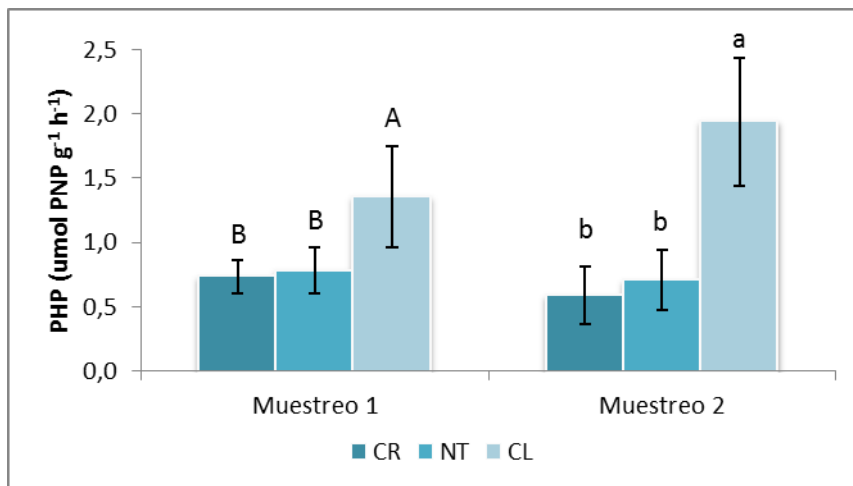


Figura 14. Evolución temporal del contenido en PHP ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) del suelo para los diferentes manejos post-incendio estudiados (valores medios \pm desviación estándar). Diferentes letras por encima de las barras indican diferencias significativas entre tratamientos.

Estos valores no se deben a una respuesta de los microorganismos del suelo tras el incremento producido por un mayor contenido de MO, ya que la correlación es negativa pero no significativa. Por otro lado, sí que existe una correlación significativa negativa con REB y β -Glu (Figura 15).

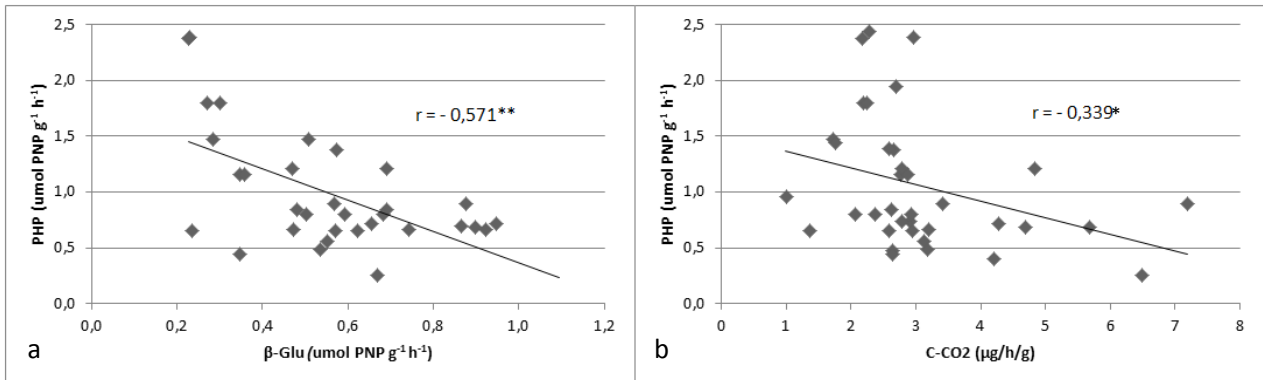
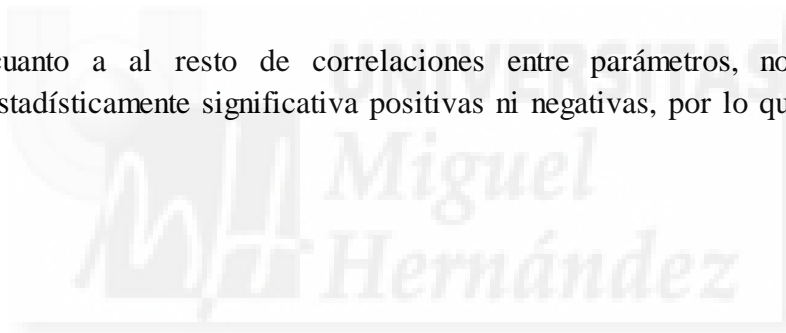


Figura 15. Correlaciones entre los contenidos de: PHP y β - Glu (a); β - Glu y REB (b)
Significativo en: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

En cuanto a al resto de correlaciones entre parámetros, no se encontraron correlaciones estadísticamente significativa positivas ni negativas, por lo que no aparecen en los resultados.



5. DISCUSIÓN

La gestión posterior al incendio ha generado un gran debate sobre el método correcto para recuperar las propiedades del suelo afectadas después del incendio (Beschta *et al.*, 2004, Donato *et al.*, 2006, McIver *et al.*, 2004). Por un lado, el manejo talar y saca (TL), ha sido comúnmente el más utilizado después del incendio, pero estudios recientes han manifestado que este tratamiento puede afectar la función y regeneración del ecosistema (Donato *et al.*, 2006; Lindenmayer y Noss, 2006; Castro *et al.*, 2010, 2011; García-Orenes *et al.*, 2017). Por otro lado, el manejo post incendio de talar la madera quemada y depositarla en la superficie del suelo, denominado CL en nuestro estudio, es defendida su utilización por varios autores, en el que este tipo de manejo sale favorecido a la hora de mitigar las acciones erosivas microclimáticas o para recuperar las poblaciones microbianas en el suelo (Marañón-Jiménez *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2013). Esto se debe a que la madera quemada constituye una importante fuente de nutrientes de liberación lenta, permitiendo la reincorporación de los nutrientes al ecosistema (Freedman *et al.*, 1981; Augusto *et al.*, 2000; Merino *et al.*, 2003; Marañón-Jiménez *et al.*, 2013), lo que resulta especialmente importante en el caso de los micronutrientes debido a su escasez en el suelo, y en el caso de los macronutrientes debido a la gran demanda de éstos por la vegetación en las primeras etapas de la regeneración (López-Serrano *et al.*, 2005; Merino *et al.*, 2003; Marañón-Jiménez y Castro, 2013).

En nuestro caso, los resultados obtenidos tras realizar los análisis pertinentes, no se asemejan a los resultados obtenidos por los diferentes estudios mencionados (García-Orenes *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2013). El manejo post-incendio CR obtuvo los valores más relevantes y significativos como se indica en la mayoría de los parámetros del suelo analizados. En cambio los resultados más desfavorecidos corresponden al manejo CL, del cual algunos parámetros son significativamente más bajos que en las parcelas sin tratar (NT).

Durante la evolución del estudio, no ha habido incremento en los valores de los parámetros, sino que algunos han llegado a reducirse significativamente tras los 8 meses entre muestreos, como en CMB, REB y β – Glu en las que se encuentran correlaciones entre ellas (Figuras 12 y 14).

Algunos autores sugieren que la disminución del contenido de MO después del incendio puede deberse a la erosión (Hatten *et al.*, 2005) o a un escaso impacto de los tratamientos en el suelo. En nuestro estudio, podríamos interpretar que los resultados del área

de CL hayan sufrido mayores tasas de erosión que el área de CR, pero no justificaría la evolución temporal, ya que no existen cambios en los contenidos en M2 (Figura 8).

Por lo general, rápidamente después del fuego, la población bacteriana que existe en la cubierta vegetal próxima al suelo se reduce, pero este efecto depende de la intensidad y duración del fuego. Sin embargo, al poco tiempo por cambios abióticos que han tenido lugar se suelen producir incrementos explosivos de bacterias, en momentos en los que la humedad es alta, motivado por un aporte de nutrientes por parte de las cenizas, aumento del pH, y por un aumento de la temperatura del suelo, como consecuencia de una mayor radiación al carecer de vegetación (Serra *et al.*, 1992) y de absorber más calor debido en los casos de cenizas de color oscuro. Esto podría justificar porque a los dos meses tras el incendio (M1) se encuentran valores más altos de CMB a diferencia del segundo muestreo tras transcurrir 8 meses. También podría explicar porque los valores más altos corresponden al manejo CR.

Varios autores han encontrado aumentos del C microbiano después de la tala e incorporación de los residuos de corta (Hendrikson *et al.*, 1985; Ross *et al.*, 1995; Pérez-Batallón *et al.*, 2001), lo que atribuyen, por un lado, al aumento de temperatura y humedad del suelo y, por otro, al efecto de la perturbación mecánica del suelo, que puede favorecer la disponibilidad de Carbono. Sin embargo, nuestros resultados no siguen estas consideraciones, ya que el manejo CL, presenta los valores más bajos en cuanto a CMB.

Los resultados en las actividades enzimáticas son un tanto contradictorias. Tras la aplicación de enmiendas orgánicas, restos de madera y coberturas vegetales, la actividad de β – Glu se ve incrementada por continuos aportes de carbono orgánico fácilmente degradables (Filip *et al.*, 1999; Friedel *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2008), sin embargo los valores de CR son significativamente superiores. En cambio, los resultados de la actividad enzimática PHP, posee unos valores opuestos a de los otros patrones del estudio, existiendo correlaciones significativas de forma negativa con β – Glu y REB (Figura 16). Una posible explicación sería que esta enzima ha sido inhibida por la presencia de una fuente de P en el suelo en las áreas de CR y NT, mientras que el aporte de madera quemada en la superficie del suelo tras el manejo CL, ha permitido contrarrestar esta inhibición. Es necesario la determinación de P asimilable para cada una de las parcelas y correlacionar con PHP. Sin embargo, se han observado disminuciones de PHP en suelos quemados sin un aumento del P asimilable (Eivazi y Bayan, 1996), que en este caso reflejaría un efecto directo del calor intenso durante el incendio sobre la enzima.

Existen correlaciones significativas entre los parámetros CMB, REB y $\beta - \text{Glu}$ que justificaría porque la evolución entre muestreos es parecida y donde los parámetros en el segundo muestreo comienzan a aproximarse los valores entre tratamientos sin haber diferencias significativas tan relevantes. Teniendo esto en cuenta la evolución del estudio sería insuficiente en cuanto a determinar la efectividad de los diferentes manejos, es imprescindible la prolongación del estudio con la monitorización de las parcelas, ya que los valores podrían invertirse favoreciendo a manejo CL.

En nuestro estudio, el manejo post-incendio más favorecido una vez estudiado los resultados obtenidos, es el manejo CR. Este posee los valores más significativos durante el primer muestro. Sin embargo, al tratarse de una evolución temporal, los parámetros en M2 no se muestran diferencias suficientes que permitan definir que manejo produce mejores resultados a la hora de recuperar y proteger las propiedades estudiadas.

A diferencia de otros estudios, como García-Orenes (2017), Jara (2015) o Sansano (2016), las consecuencias de utilización de manejos post-incendio de extracción de madera quemada, son claramente negativos para la recuperación de la calidad de suelo, pero en función de cómo se produzca la retirada de la madera, en los estudios por utilización de maquinaria pesada, el arrastre puede destruir una parte importante del banco de plántulas o dañar los rebrotes, afectando negativamente a la regeneración (Martínez-Sánchez *et al.*, 1999; Donato *et al.*, 2006; Castro *et al.*, 2011).

El estudio de Garcia-Orenes (2017), por ejemplo, evalúa el impacto que produce la saca mediante maquinaria pesada, en cambio en nuestro trabajo, la evaluación del manejo de extracción (CR) fue de forma manual, sin la utilización de equipos pesados que puedan perjudicar directamente, de forma que provoque una degradación, las propiedades ecológicas del suelo.

Como reflexión tras este estudio, se debería evaluar la utilización entre manejos post-incendio que valore la extracción de la madera quemada de forma manual o la deposición de esta en la superficie a largo plazo sin la utilización de maquinaria pesada, realizando un seguimiento más extenso para determinar si la recuperación de las propiedades de calidad de suelo entre diferentes manejos se invierte con el tiempo, ya que nuestros resultados muestran un aproximación entre valores tras 10 meses del incendio, con pocas diferencias significativas entre los manejos, presentándose algunas recuperaciones de los valores en CL durante M2.

6. CONCLUSIONES

En conjunto, los cambios observados de las variables edáficas estudiadas resultaron más evidentes en las parcelas que fueron tratadas con el manejo CR. EN cambio el manejo de manipulación de restos para la deposición en superficie del suelo (CL) apenas ocasionó modificaciones aparentes de los parámetros analizados.

Desde el punto de vista de las variables analizadas, las escasas modificaciones producidas asociadas a los manejos NT y CL no permiten encontrar ninguna ventaja en la selección de alguna de las tres técnicas como menos perturbadora del ecosistema edáfico.

Por otro lado, desde el punto de vista de la recuperación del suelo tras el paso del incendio forestal, podemos concluir que la extracción de madera quemada realizada sobre este tipo de suelos y sin la utilización de maquinaria pesada, no produce alteraciones perjudiciales para el suelo, como si se describen en estudios mencionados que utilizan maquinaria.

En general, en el período inmediato posterior al incendio, la gestión en el área quemada cambió ligeramente las propiedades del suelo estudiadas a pesar de que estos cambios no se pueden apreciar inmediatamente después del manejo posterior al incendio. Por lo tanto para proyecciones futuras, es necesaria la realización de más muestreos para medir la evolución de estas propiedades del suelo a lo largo del tiempo y evaluar el efecto de las distintas gestiones posteriores al incendio, para así determinar el tratamiento post incendio más adecuado de actuación.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Alguacil MM, Torrecillas E, García-Orenes F, Roldán A, 2014. *Changes in the composition and diversity of AMF communities mediated by management practices in a Mediterranean soil are related with increases in soil biological activity*. Soil Biology & Biochemistry 76 (2014) 34-44.
- Allison SD, Treseder KK, 2011. *Climate change feedback to microbial decomposition in boreal soils*. Fungal Ecol 2011. 4:62-374.
- Arianoutsou M.; Ne'eman, G. 2000. *Post-fire regeneration of natural Pinus halepensis forests in the east Mediterranean basin*. En: Ne'eman, G. & Trabaud, L. (eds) Ecology, Biogeography and management of Pinus halepensis and Pinus brutia. Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers. Leiden, pp.: 250-262.
- Beyers, J. 2009. *Non-native seeding*. En: *Fire effects on soils and restoration strategies* (A. Cerdá, P. Robichaud, eds.). Science Publishers, p. 321 – 336.
- Castro, J., Leverkus, A.B., Marañón-Jiménez, S., Serrano-Ortiz, P., Sánchez-Cañete, E.P., Reverter, R., Guzmán-Álvarez, J.R. y Kowalsky, A.S. (2013). *Efecto del manejo de la madera quemada sobre la restauración y regeneración postincendio: implicaciones para la gestión y para el conjunto del ecosistema*.
- Castro, J., Navarro, R., Guzmán, J.R., Zamora, R., Bautista, S. (2009). *¿Es conveniente retirar la madera tras un incendio forestal? Una práctica forestal poco estudiada*. Revista Quercus 281: 34-41.
- Castro, J., Sánchez-Miranda, A., Lorite, J., Zamora, R. 2008. *Efectos de los tratamientos silvícolas post-incendio relacionados con la madera quemada sobre el establecimiento de plántulas de Juniperus communis L. en la alta montaña mediterránea*. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 28: 31-36
- Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (eds) (2009). *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València. 529pp.
- Fernández, C., Vega, J.A., Jiménez, E., Fonturbel, M.T. 2010. *Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain)*. International Journal of Wildland Fire (en prensa).

- Francos, M., Pereira, P., Alcañiz, M., Mataix-Solera, J. and Úbeda, X., 2016. *Impact of an intense rainfall event following a wildfire in a Mediterranean environment (North-East Spain)*. Science of The Total Environment.
- Gallart, F., 1979: *Observaciones sobre la geomorfología dinámica actual de la Conca d'Odena* (alrededores de Igualada, prov. de Barcelona. Actas de la IIZ Reunión Nacional. Grupo Español de trabajo del Cuaternario. Zaragoza,,septiembre de 1977: 123-134. Madrid.
- García-Orenes, F.; Arcenegui, V; Chrenková, K.; Mataix-Solera, J; Jara-Navarro, A.B., Torres, M.P. (2017) *Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in a fire-affected Mediterranean forest: A two year monitoring research*. Science of the Total Environment 586 (2017) 1057–1065
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, J., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas, F., Caravaca, F. (2010). *Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem*. Soil Tillage & Research. 109, 110-115.
- Gomez-Rey, M.X., Couto-Vasquez, A., Garcia-Marco, S., Gonzalez-Prieto, S.J., 2013. *Impact of fire and post-fire management on soil chemical properties*. Geoderma. 195-196, 155–164.
- Guzmán-Álvarez, J.R., Navarro-Cerrillo, R., Contreras-Mira, I. (2003). *Efecto de la retirada de madera sobre la regeneración del pino resinero (Pinus pinaster) tras un incendio en la Sierra de Cazorla*.
- Joergensen, R.G., Anderson, T.H., Wolters, V. 1995. *Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech Fagus sylvatica L. forest*. Biol. Fertil. Soils. 19, 141-147.
- Kutiel, P., Naveh, Z., 1987. *The effect of fire on nutrients in a pine forest soil*. Plant and Soil. 104, 269-274.
- Leverkus, A.B.; Puerta-Piñero, C.; Guzmán, J.R.; Navarro, J.; Castro, J, (2012). *Postfire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem*. New Forest 43: 601-613.

- Lindenmayer, D.B.; Burton, P.J.; Franklin, J.F. (2008). *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press, Washington.
- MacDonald, L.H., Larsen, I.J. 2009. *Effects of forest fires and post-fire rehabilitation: a Colorado case study*. En: *Restoration strategies after forest fires*. (A. Cerdà P. Robichaud, eds.). Science Publishers, p. 423 -452.
- Marañón-jiménez, S.; Castro, J.; Kowalski, A.S.; Serrano-Ortiz, P.; Reverter, B.R. (2011). *Post-fire soil respiration in relation to burnt wood management in a Mediterranean mountain ecosystem*. For. Ecol. Managem. 261: 1436-1447.
- Marañón-Jiménez, S.; Castro, J.; 2013. *Effect of decomposing post-fire coarse woody debris on soil fertility and nutrient availability in a Mediterranean ecosystem*. Biogeochemistry. 112: 519-535.
- Mataix-Solera J, Arcenegui V, Cerdà A, García-Orenes F, Moltó J, Chernkovà K, Torres P, Lozano E, Jimenez-Pinilla P, Jara Navarro AB, 2015. *Estudio del impacto del fuego y tratamientos post-incendio. Zona de Serelles (Sierra de Mariola)*. Grupo de Edafología Ambiental. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández (UMH). EGU2015-2111-2, 2015.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Bárcenas, G.M. y Torres, M.P. 2009. *Forest fire effects on soil microbiology*. En: Cerdà, A. y Robichaud, P.R. (Eds.) *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, 133 – 176.
- Mataix-Solera J, Guerrero C, Úbeda X, Outeiro L, Torres M.P, Cerdà A, Bodí M.B, Arcenegui V, Zornoza R, Gómez I, Mataix-Beneyto J, 2007. *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi © 2007. Jorge Mataix-Solera © 2007. ISBN: 978-84-7599-194-8. A-1095-2007.
- McIver, J.D.; Starr, L.; 2000. *Environmental effects of post-fire logging: literature review and annotated bibliography*. USDA Technical Report PNW-GTR-486.
- Naveh, Z. 1974. *Effects of fire in the Mediterranean region*. En T.T. Kozlowski y C.E. Ahlgren (Eds.), *Fire and ecosystems*, 401 – 434, Academic Press, New York.
- Naveh, Z.1975. *The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region*. *Vegetation*, 29, 199 – 208.

- Newton, M.; Fitzgerald, S.; Rose, R.R.; Adams, P.W.; Tesch, S.D.; Sessions, J.; Atzet, T.; POWERS, R.F.; Skinner, C.; 2006. *Comments on "Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk"*. Science 313: 615a.
- Powers, E.M., Marshall, J.D., Zhang, J., Wei, L., 2013. *Post-fire management regimens affect carbon sequestration and storage in a Sierra Nevada mixed conifer forest*. For. Ecol. Manag. 291, 268–277.
- Prieto, P., Peñuelas, J., Llusà, J., Asensio, D., Estiarte, M. 2009. *Effects of experimental warming and drought on biomass accumulation in a Mediterranean shrub land*. Plant Ecol 205: 179-191.
- Raison RJ, Khanna PK, Jacobsen KLS, Romanya J, Serrasolses I, 2009. *Effect of fire on forest nutrient cycles*. En: Cerdà A y Robichaud PR (Eds), *Fire effects on soil and restoration strategies*. Science Publishers, pp. 225-256.
- ROST, J.; CLAVERO, M.; BAS, J.M.; PONS, P.; 2010. *Building wood debris piles benefits avian seed dispersers in burned and logged Mediterranean pine forest*. For. Ecol. Manag. 260: 79-86.
- Ryan, K.C., DeBano, L.F. 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water*. Gen. Tech. Rep. rmrs-gr-42 (4) U.S. Department of Agriculture, Forest service, Rocky Mountain research station. 250 pp.
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. 12th ed. NRCS, Washington, DC.
- Úbeda X, Outerio LR, 2009. *Physical and Chemical Effects of Fire on Soil*. En: Cerdà A y Robichaud PR (Eds), *Fire effects on soil and restoration strategies*. Science Publishers, pp. 105-132.
- Wagenbrenner, J.W., MacDonald, L.H., Coats, R.N., Robichaud, P.R., Brown, R.E., 2015. *Effects of post-fire salvage logging and a skid trail treatment on ground cover, soils, and sediment production in the interior western United States*. For. Ecol. Manag. 335, 176–193.
- Zornoza R, Guerrero C, Mataix-Solera J, Scow KM, Arcenegui V, Mataix-Beneyto J, 2009. *Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain*. Applied Soil Ecology 42 (2009) 315–323.