



CIENCIAS AMBIENTALES
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

UNIVERSITAS
Miguel Hernández

EVALUACIÓN DE PARÁMETROS BIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS DE UN SUELO TRAS UN INCENDIO

TRABAJO FIN DE GRADO

BLAS MOLINA MOLINA

DEPARTAMENTO DE AGROQUÍMICA Y MEDIOAMBIENTE
Área de Edafología y Química Agrícola

Tutores: FUENSANTA GARCÍA ORENES Y CARLOS LINARES PÉREZ
Curso académico 2018-19

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a todas aquellas personas las cuales con su ayuda van a conseguir que esto pronto se haga posible, que haya un graduado más en Ciencias Ambientales por el mundo. Seguro que me dejaré a alguien por agradecer porque durante todos estos años han sido muchas las personas con las que directa o indirectamente han hecho que mi etapa universitaria se haya convertido en los mejores años de mi vida; empezaré por mis padres Blas y Dora que nunca me dejaron bajar los brazos cuando más lejos veía el final del recorrido, a mis hermanos Alberto y Javi que saben mejor que nadie cuál es el camino correcto y siempre me lo han tenido que recordar, a mis amigos de la carrera que no son pocos y si no fuera por ellos seguro que me hubiera sido más complicado aprobarlo todo, tampoco me quiero dejar a mis amistades del ERASMUS y a todas las experiencias vividas gracias al hecho de ser estudiante universitario y por supuesto a mis tutores Fuensanta y Carlos que a pesar de mi irregularidad con este proyecto por temas personales nunca me han dejado de lado, y por último y no menos importante a mi abuela María que no me pudo ver ni entrar a la universidad y seguro que está muy orgullosa de mí, a todos ellos mil gracias.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es estudiar los efectos de la gravedad del fuego sobre los indicadores biológicos del suelo, como son algunas de las actividades enzimáticas, el carbono de la biomasa y la respiración edáfica basal (REB) relacionándolos con el tiempo transcurrido después del incendio y la actuación post-incendio, como la construcción de diques cuya principal función será la de consolidación, es decir la fijación del perfil longitudinal del lecho del torrente, evitando su descenso erosivo.

Se tomaron muestras de suelo de un incendio forestal transcurridos 5 años desde que este ocurrió en el 2012, en la zona de la Sierra de los Donceles en el sureste de la Península Ibérica (clima semiárido). Durante el período post-incendio de 5 años, los efectos relacionados con la severidad del fuego en las propiedades estudiadas prácticamente han desaparecido, si bien existen diferencias en las zonas afectadas por la construcción del dique.

Palabras clave: gestión post-incendio, diques, actividades enzimáticas, propiedades biológicas y bioquímicas del suelo.

ABSTRACT

The objective of this work is to study the effects of fire severity on the biological indicators of soil, such as enzymatic activities, biomass carbon and basal edaphic respiration (BSR), relating them to the time elapsed after the fire and the post-fire action, as is the construction of dams whose main function will be the

consolidation, that is to say the fixation of the longitudinal profile of the bed of the torrent, avoiding its erosive descent.

Soil samples were taken from a forest fire 5 years after it occurred in 2012, in the area of the Sierra de los Donceles in the southeast of the Iberian Peninsula (semi-arid climate). During the post-fire period of 5 years, the effects related to the severity of fire in the properties studied have practically been eliminated, although there are differences in the areas affected by the construction of the dam.

Keywords: post-fire management, dams, enzymatic activities, biological and biochemical properties of the soil.



ÍNDICE

1. Introducción General	5
1.1. Efecto de los incendios sobre los suelos	9
1.2. Actividad enzimática del suelo	13
2. Antecedentes y Objetivos	16
3. Materiales y Métodos	17
3.1. Descripción de la zona de Estudio	17
3.2. Climatología	18
3.3. Geología y edafología	19
3.4. Construcción de diques	21
3.5. Toma de muestras	22
3.6. Análisis de las propiedades bioquímicas y microbiológicas	23
3.7. Análisis estadístico	25
4. Resultados	26
4.1. Actividades enzimáticas	26
4.2. Carbono de la biomasa microbiana	30
4.3. Respiración edáfica basal	31
5. Discusión	32
6. Conclusiones y Proyección futura	34
7. Bibliografía	35

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los incendios forestales son procesos muy importantes en los biomas mediterráneos, donde desempeñan un papel clave en la distribución y composición de los ecosistemas terrestres (Bond y Keeley, 2005). En la región mediterránea el fuego actúa como presión evolutiva que da forma a los rasgos de las plantas (Keeley et al., 2012). Sin embargo, en la segunda mitad del siglo XX, los cambios en el régimen de incendios se debieron principalmente al cambio climático y al colapso rural (Pausas y Keeley, 2014). El fuego juega un papel importante en la gestión de los ecosistemas mediterráneos, especialmente en zonas áridas y semiáridas donde la estabilidad biológica del suelo es más vulnerable (Hedo et al., 2015). La reaparición del fuego también desempeña un papel clave en la vulnerabilidad y resistencia de la interfase suelo-planta (Guénon et al., 2013), y debe considerarse en la gestión forestal adaptativa (por ejemplo, cambio climático, régimen de incendios) (Doblas-Miranda et al., 2017).

Los incendios forestales representan el principal motor de cambio de los ecosistemas y del paisaje en la región mediterránea (Duguay et al., 2012), constituyendo un proceso históricamente ligado a estos. Este hecho ha derivado en la adaptación de las especies vegetales, que tras siglos de perturbaciones han desarrollado estrategias de respuesta como es la capacidad de rebrote y/o el aumento de capacidad germinativa tras el fuego, la resistencia de estructuras vegetales internas al fuego y la serotinidad entre otras, que permiten una rápida

recuperación de las cubiertas vegetales (Pausas, 2004). No obstante, esta capacidad ha de considerarse limitada ya que los incendios no resultan inocuos a la vegetación.

Teniendo en cuenta las características climáticas de la Península Ibérica y la frecuencia con la que ésta sufre incendios forestales se puede afirmar que se trata de un fenómeno recurrente que en las últimas décadas está experimentando un aumento tanto en el número de incendios como en la superficie afectada y la intensidad de los mismos. (Figura 1)



Figura 1: Evolución del número de incendios y superficie afectada en España (1961-2010) (Alcalde y del Moral Vargas, 2002)

Por otra parte, hay que añadir los efectos del calentamiento global, ya que debido a las modificaciones que están sufriendo los patrones de precipitaciones

(Figura 2.1) y temperaturas (Figura 2.2) se están produciendo alteraciones en las áreas de distribución de las especies y en las adaptaciones de los ecosistemas, haciendo que estos se vayan degradando poco a poco (Rehfeldt et al., 2002). Uno de los focos de interés en el estudio de los efectos del cambio climático sobre las comunidades vegetales es, precisamente, la zona de transición entre pisos y horizontes ombroclimáticos (Bradstock 2010).

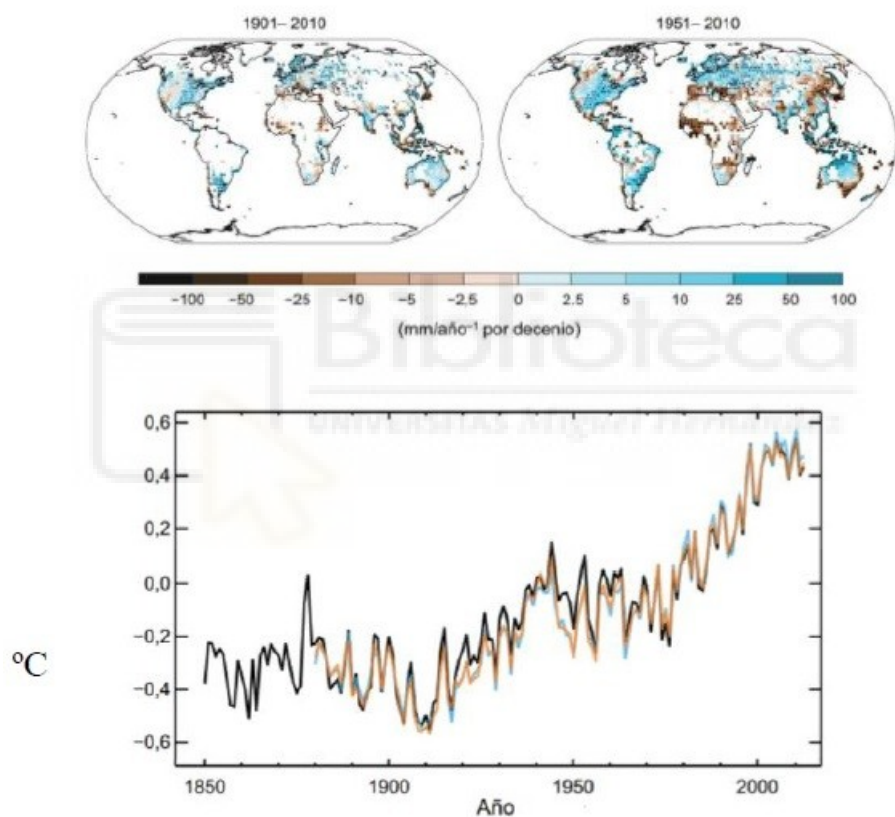


Figura 2: (1) Cambios en los patrones de precipitación anual de la tierra; (2) Incremento global en las temperaturas (°C) relativas al periodo 1850-2012 (IPCC, 2013)

Teniendo en cuenta estos datos, los estudios actuales indican que las temperaturas y las sequías estacionales aumentarán en los ecosistemas mediterráneos afectando de manera directa al régimen de incendios de la zona, así como a su frecuencia y recurrencia (Pausas & Fernández Muñoz, 2011).

Los suelos mediterráneos son sensibles a los incendios forestales, pero su impacto depende de la severidad del fuego, la reaparición de estos y el tiempo transcurrido después del incendio. (Bodí et al., 2013; Mataix-Solera et al., 2009; Bárcenas-Moreno et al., 2016; Vega et al., 2013b). La gravedad del fuego se define como la pérdida o el cambio en la superficie y materia orgánica subterránea (Keeley, 2009; Vega et al., 2013a). Es el factor más crítico que afecta directa e indirectamente a la vegetación (Vallejo et al., 2012) y respuesta del suelo (Maia et al., 2012; Bárcenas-Moreno et al., 2016), especialmente en zonas semiáridas de la cuenca mediterránea (Hedo et al., 2015).

La retroalimentación de la interfase suelo-planta es una prioridad de investigación para mejorar la gestión de los ecosistemas y mejorar su resistencia. Esto incluye protocolos estandarizados y monitoreo a largo plazo para integrar los resultados en modelos y de esta manera predecir cambios en el suelo después de los incendios forestales (Doblas-Miranda et al., 2015). Las herramientas más utilizadas para identificar el impacto de las perturbaciones y las prácticas de manejo son los índices ecofisiológicos, tales como el cociente microbiano, el cociente metabólico o las actividades enzimáticas relacionadas con la microbiología del suelo (Bárcenas-Moreno et al., 2011; Hedo et al., 2015; Mataix-Solera et al., 2009; Zavala et al., 2014).

Las actividades enzimáticas del suelo son una expresión directa de la comunidad microbiana del suelo que vincula la disponibilidad, estructura y función de los recursos con los procesos del ecosistema (Caldwell, 2005). El fuego afecta directamente las propiedades del suelo, como el pH, y otros procesos indirectamente, como las variaciones en la proporción de hongos/bacterias

(Bárcenas-Moreno et al., 2011; Mataix-Solera et al., 2009), o la mejora de la actividad microbiana relacionada con la alta disponibilidad de carbono y las bajas tasas de pérdida de nitrógeno en suelos secos (Choromanska y Deluca, 2002).

Con impactos negativos, la recuperación de la interfase suelo-planta debe apoyarse mediante la implementación de herramientas activas para estabilizar y restaurar los ecosistemas alterados para mejorar su capacidad de recuperación. (Certini, 2005; Doblas-Miranda et al., 2015).

En el sudeste de España, los cambios en los regímenes de incendios y el aumento de la severidad del fuego han reducido la ventana de tiempo para el "riesgo de inmadurez" y han inducido cambios en el uso de la tierra que van desde los bosques de pinos a los matorrales (González-De Vega et al., 2016). En estos ecosistemas, la estructura de los grupos funcionales de plantas y la gravedad del fuego no solo influyen en la actividad enzimática del suelo a través de alteraciones en la dinámica del ciclo de nutrientes, sino que también reducen la capacidad de recuperación en estas áreas propensas a la sequía y al fuego. (López-Poma y Bautista, 2014; Hinojosa et al., 2016).

1.1. Efecto de los incendios sobre los suelos

Los incendios forestales afectan de manera directa e indirecta a la interfaz suelo-planta, siendo la severidad del incendio un factor clave (Mataix-Solera & Guerrero, 2007), por lo que a la hora de estudiar zonas perturbadas por incendios forestales es importante tener en cuenta factores como la cantidad de calor emitido

por combustible acumulado o biomasa (intensidad del fuego) y por la duración de la combustión (Neary et al., 1999).

Autores como Úbeda et al., (2009) y Bárcenas-Moreno et al., (2011) afirman que el efecto del calor en el suelo puede generar modificaciones directas que afectan a las propiedades físicas, químicas y biológicas, así como cambios microclimáticos, siendo a su vez más vulnerable a la erosión (Certini, 2005). Estos cambios están ligados a la recuperación del ecosistema pudiendo retrasar el crecimiento de las comunidades vegetales, generando una mayor exposición del suelo frente a los agentes erosivos.

Tras la ocurrencia de un incendio son muchas las propiedades del suelo que pueden verse afectadas bien de manera directa (efecto del calentamiento) o indirecta (alteraciones en las condiciones edafoclimáticas, pérdida de vegetación y recubrimiento por cenizas); (Neary et al., 1999). La severidad del fuego es considerada un factor primordial en la alteración de las propiedades del suelo; esta severidad variará en función de muchos otros factores que afectan al proceso de combustión como cantidad, naturaleza, humedad del combustible (vivo y muerto), el viento, la humedad ambiental y la topografía (Certini, 2005). Pero la duración del fuego es probablemente el componente de la severidad que más afectará el ecosistema edáfico (Certini, 2005).

Como se ha demostrado en otros estudios (Raison, 1979), la influencia del fuego en los ecosistemas terrestres se produce a corto plazo por la eliminación y modificación de la cubierta vegetal, pero a largo plazo son los suelos quienes van a transferir el impacto del fuego a los ecosistemas. Al modificar el ciclo de los

nutrientes, sus propiedades físicas y químicas (Úbeda et al., 2009) y los procesos microbiológicos (Mataix-Solera et al., 2009) se considera que el fuego modifica la recuperación y formación de los suelos.

Tras la ocurrencia de un incendio, el suelo queda cubierto por cenizas, el color y la composición de estas cenizas variarán dependiendo de la severidad del incendio y de la comunidad vegetal preexistente en la zona afectada (Pereira et al., 2012; Úbeda et al., 2009). Estos cambios provocan aumentos de temperatura y mayores oscilaciones térmicas diarias (Mataix-Solera et al., 1999). Las cenizas también serán las responsables de los cambios producidos tanto en el pH, como en la conductividad eléctrica, que generalmente incrementan sus valores (Ullery et al., 1993; Certini, 2005) debido a la desnaturalización de los ácidos orgánicos, el aporte de carbonatos, óxidos y cationes básicos y por la solubilización de compuestos contenidos en las mismas, si bien estos cambios se dan en mayor magnitud en incendios de alta intensidad (Arocena & Opio 2003). Estos cambios tienden a ser temporales y desaparecer con la erosión de las mismas (Mataix-Solera 1999).

Los incendios de gran intensidad pueden provocar fusiones térmicas en partículas de tamaño arcilla, incrementado así el tamaño de las partículas, aumentando por tanto el porcentaje de limos (Úbeda et al., 1990) y arenas (Cerdà et al., 1995). En cuanto a la estabilidad de agregados, los cambios notables aparecerán a severidades medias y altas, y serán dependientes de las propiedades iniciales del fuego.

Otro de los efectos más evidentes del fuego en las propiedades del suelo es el que se produce sobre la materia orgánica. El fuego suele producir un descenso en el

contenido de carbono orgánico y nitrógeno total (Marcos et al., 2007), aunque en incendios de baja intensidad y severidad puede producirse un aumento debido a la acumulación de materia vegetal semipirolizada en la superficie (Mataix-Solera et al., 2002; Fernández et al., 2007; Notario Del Pino et al., 2007). Dependiendo de la severidad del fuego, el efecto puede ir desde una ligera destilación (volatilización de los componentes más ligeros), hasta la total desaparición de la misma (Simard et al., 2001). Cuantitativamente, la combustión de la materia orgánica por el fuego comienza entre los 200 y 250°C, hasta desaparecer casi por completo cuando se alcanzan temperaturas en torno a los 460°C (Giovannini et al., 1988). El fuego produce también efectos sobre la calidad de la materia orgánica. A nivel cualitativo se ha observado que, a mayor temperatura, la materia orgánica sufre más cambios que la hacen más resistente a la descomposición biológica, lo que se denomina humus piromórfico (González-Vila et al., 2009), aumentando así la relación C/N con la temperatura.

Teniendo en cuenta el ámbito de estudio de este trabajo es interesante conocer el efecto del fuego en la comunidad microbiana ya que es muy diverso, y aunque como el resto de las propiedades del suelo, dependerá de la intensidad y la severidad con la que el incendio afecte al suelo, los microorganismos son el componente más sensible del suelo, ya que se ve afectado incluso a temperaturas relativamente bajas (Mataix-Solera et al., 2009).

Generalmente el fuego reduce la biomasa y diversidad de las comunidades de hongos y bacterias (Bárcenas-Moreno et al., 2011a; Neary et al., 1999), que se ven afectadas tanto a corto (efectos del propio fuego), como a largo plazo debido a

cambios producidos en el sustrato, microclima y alteraciones en la comunidad vegetal, especialmente en los hongos micorrícicos (Treseder et al., 2004). La capacidad de recolonización del suelo después de un incendio está determinada por la intensidad del fuego ya que por ejemplo los fuegos de alta intensidad pueden esterilizar parcialmente el suelo. Según Guerrero (2005), cuando los suelos son sometidos a temperaturas por encima de 400-500°C los cambios producidos tienen un gran impacto en la recolonización del medio por las poblaciones microbianas. En lo que se refiere a la actividad microbiana (cuantificada como respiración edáfica), esta suele experimentar un incremento inicial que se asocia a la solubilización de compuestos orgánicos por el calor (Bárcenas-Moreno et al., 2011a; Guerrero et al., 2005), pero sufre posteriormente un descenso al poco tiempo después del incendio al consumirse esos compuestos lábiles, que puede llegar a mantenerse durante varios meses e incluso años (Mataix-Solera et al., 2009).

1.2. Actividad enzimática del suelo

Las enzimas son un tipo especial de proteínas que se combinan con un sustrato específico y actúan para catalizar una reacción bioquímica, sin experimentar cambios en su estructura; en términos generales las enzimas en el suelo son esenciales para la transformación de energía y el ciclaje de nutrientes. Debido a su naturaleza proteica pueden ser afectadas por factores ambientales como son la temperatura y el pH (Alexander 1980, Coyne 2000, Paul y Clark 2007). Las enzimas del suelo son producidas por plantas, animales y microorganismos y pueden estar presentes en

células muertas y restos celulares que son absorbidos por arcillas e incorporados en sustancias húmicas (Baležentienė y Klimas 2009).

Las enzimas intervienen en la mayoría de los procesos que tienen lugar en el suelo y las funciones que realizan son de gran importancia. Son responsables de la formación de moléculas orgánicas y particularmente tienen una participación vital en el ciclo nitrógeno, fósforo y carbono. Cumplen un papel vital en procesos tales como la mineralización, inmovilización de nutrientes y fijación biológica de nitrógeno, entre otros (Caldwell 2005, Carpa 2009, Coyne 2000, Dick y Tabatabai 1993). Específicamente en relación con la mineralización, las enzimas participan en la transformación de compuestos orgánicos complejos a sustancias asimilables por las plantas que catalizan las etapas limitantes en la mineralización de nutrientes. Esta es la razón por la cual se relaciona su actividad con la liberación de nutrientes inorgánicos procedentes de la materia orgánica (Coyne 2000, Dick y Tabatabai 1993, Li et ál. 2008). Una parte de las enzimas de suelo son extracelulares, y liberadas durante el metabolismo y muerte celular, otras son intracelulares y que forman parte de la biomasa microbiana o bien están adsorbidas en la materia orgánica y en el sistema coloidal, lo cual sugiere que el suelo puede actuar como un reservorio temporal; lo anterior implica que en un momento dado la actividad enzimática podría no estar ligada necesariamente con la actividad microbiana (Alef y Nannipieri 1995, Alexander 1980, Paul y Clark 2007).

Las principales enzimas se pueden clasificar en oxidoreductasas como por ejemplo la catalasa, glucosa oxidasa, deshidrogenasa y peroxidasa, las transferasas como la transaminasa y las hidrolasas como la celulasa, lipasa, β -glucosidasa,

fosfatasa y ureasa (Alef y Nannipieri 1995, Paul y Clark 2007). Las enzimas Deshidrogenasa, β -glucosidasa, Fosfatasa y Ureasa se han utilizado como indicadores para evaluar el efecto del manejo agronómico sobre características de calidad o estado de sanidad del suelo (Gajda y Mortyniuk 2005, Baležentienė y Klimas 2009); estas enzimas son responsables de la liberación de C, N, y P, elementos importantes en la nutrición de las plantas. La actividad de la deshidrogenasa permite, de manera global, tener una idea de los procesos microbianos que ocurren en el suelo debido a que se encuentran presentes únicamente en sistemas vivos, que indican además, la tasa de oxidación de la materia orgánica, de las enzimas involucradas en el ciclo del C, la β -glucosidasa ha sido la más ampliamente utilizada en la evaluación de la calidad de suelos sujetos a diferentes procedimientos de manejo; la enzima ureasa por otro lado cataliza la conversión de la urea a amonio y dióxido de carbono en tanto que la fosfatasa está involucrada en el ciclo de P (Gajda y Martyniuk 2005, Gil-Sostres et ál. 2005, Paul y Clark 2007). Debido a su relación con procesos de gran importancia en el suelo, la determinación de la actividad enzimática ha sido estudiada como un biomarcador, esto es un indicador de diferentes condiciones de calidad de suelo (Alef y Nanipieri 1995, Baležentienė 2012, Bolton et ál. 1985, Carpa 2009, Ferreras et ál. 2009, Gil-Stores et ál. 2005, Trasar et ál. 2003). Al respecto Hu et ál. (2006) señalan que la actividad enzimática puede responder a cambios en el manejo de un bosque más rápidamente que otras variables de suelo por lo que pueden ser útiles como indicadores tempranos de cambios biológicos. Estos parámetros también se utilizan para caracterizar la actividad microbiana de los suelos, ya que son relativamente fáciles de medir por medio de métodos analíticos y

además porque representan procesos fisiológicos importantes de los microorganismos del suelo (Gajda y Martyniuk 2005).

ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

El diseño experimental fue aplicado a un área quemada en el verano de 2012 en el sureste de España, separado por menos de 15 km. del pueblo de Hellín (en la provincia de Albacete). Esta área se mantuvo sin quemar durante más de 80 años según los datos de incendios proporcionados por los Servicios Forestales del Gobierno Regional de Castilla-La Mancha.

El objetivo principal de este trabajo es analizar y comparar los efectos del fuego a largo plazo, en las propiedades biológicas y bioquímicas como son las actividades enzimáticas, la biomasa microbiana y la respiración edáfica basal, así como la actuación de la construcción de diques para reducir la erosión de las zonas quemadas. Para ello se tomaron muestras de 3 áreas diferentes:

- Control (fuera de la influencia del dique).
- Antes de la colocación del dique aguas arriba.
- Después de la colocación del dique aguas abajo.

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción de la zona de Estudio

La zona de estudio se localiza en la Sierra de los Donceles (X = 608309, Y = 4254211, ETRS89 UTM 30N) y se incendió el 1 de julio de 2012 quemándose un total de 5500 ha. (figura 3)

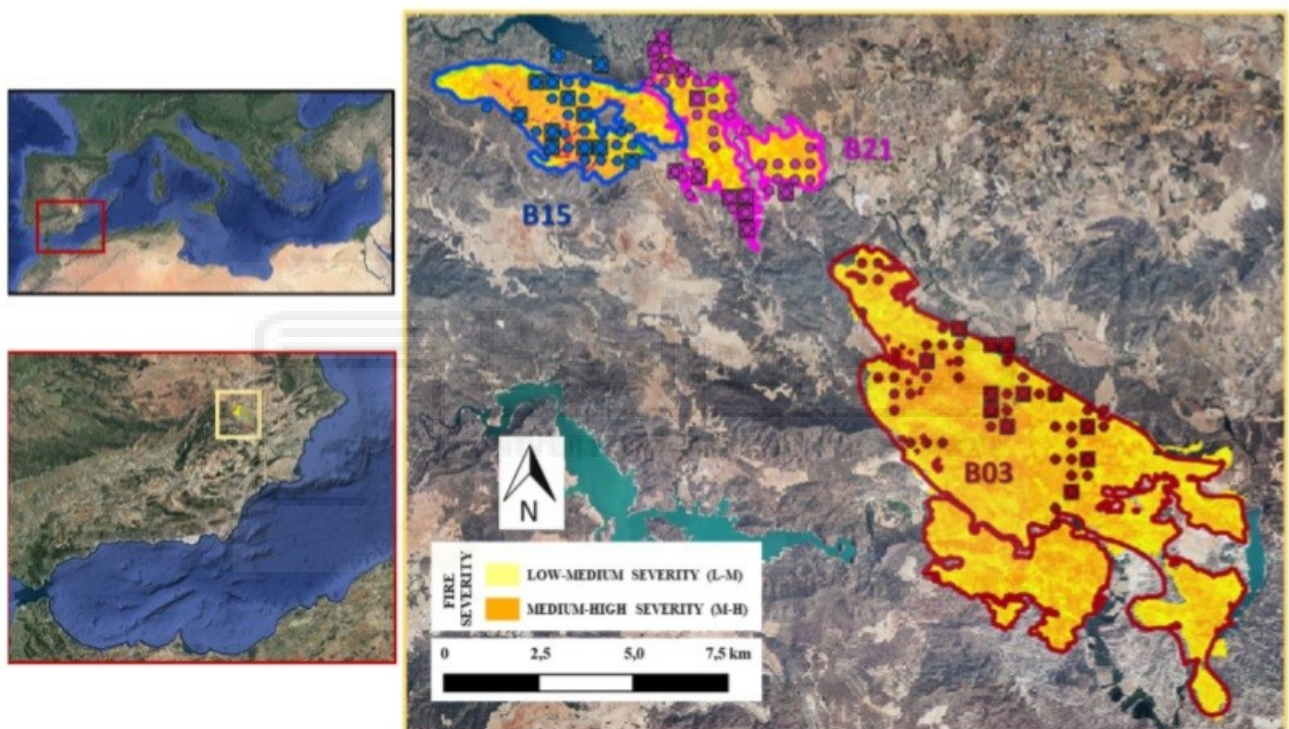


Figura 3: En el sureste de España (imagen superior izquierda), cerca de Hellín (provincia de Albacete; imagen inferior izquierda), durante la primavera de 2017 se tomaron muestras de esta zona que sufrió un incendio forestal en el año 2012. El área de estudio que corresponde a este trabajo es la formada por el perímetro de color marrón y con nombre B03 en la imagen.

3.2. Climatología

El área de estudio tiene un clima mediterráneo semiárido y está ubicada en el cinturón bioclimático meso-mediterráneo superior. La precipitación media y los valores anuales de temperatura son 278.5 mm y 15.85 ° C, respectivamente. (basado en el período de datos de 25 años comprendido entre los años 1990 y 2014 (proporcionado por la Agencia Española de Meteorología). El período seco suele ir de junio a septiembre, durante el cual la humedad relativa es inferior al 50%.

Por otra parte, cabe mencionar que los valores medios de precipitación y temperatura relativos al periodo estudiado en el corto plazo son 316,25 mm y 16,8°C respectivamente. El período estival abarca los meses de junio a septiembre, durante el cual la humedad relativa es inferior al 50%. (figura 4)

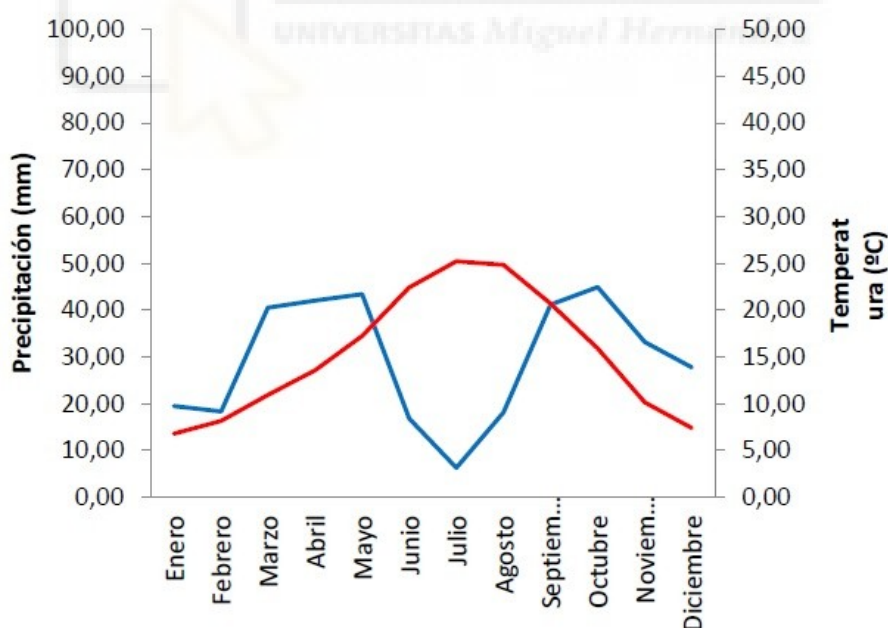


Figura 4: Ombroclima de la estación meteorológica 7096B situada en Hellín, Albacete.

3.3. Geología y edafología

La geología de la zona se caracteriza por abundantes cárcavas y barrancos que horadan el suelo debido a una litología fácilmente erosionable. Además, se puede observar la distribución irregular de los diferentes niveles de erosión. En el área del incendio, según el Mapa de estados erosivos del Ministerio del Medio Ambiente (MMA), las pérdidas medias de suelo en las condiciones anteriores al incendio se situaban entre los 25-50 Tm ha⁻¹ año⁻¹, alcanzando valores de 100 Tm ha⁻¹ año⁻¹ en zonas de alta pendiente. Según el plan de restauración de la zona la pérdida de la cubierta vegetal consecuencia del incendio, supondrá en caso de lluvias torrenciales propias de los otoños de esta zona, alcanzar niveles alarmantes en este sentido (Gómez, 2012).

Según el Mapa de suelo (Soil Survey Staff, 2014) la zona de estudio presenta homogeneidad respecto a las características geológicas y edáficas generales, clasificándose los suelos presentes en los siguientes grupos de suelo:

- Orden Aridisol, orden Orthid, suborden Calciorthid y Camborthid: Son suelos con uno o más horizontes edáficos formados en las condiciones climáticas actuales. Son de colores claros, con bajos contenidos en materia orgánica, de espesores delgados a medios, reacción alcalina a neutra, suelos saturados, de texturas gruesas y con baja actividad biológica. La alteración y la distribución de sales en el perfil, junto a un régimen de humedad deficitario en agua útil durante largos períodos al año, pueden ser las características para el desarrollo de las plantas, ya sea por la falta de agua prolongada, o por el exceso de sales presentes.

- Orden Entisol Suborden Orthens: son suelos no desarrollados superficialmente donde la erosión ha removido completamente los horizontes. Son los suelos que encontramos en las zonas de fuertes pendientes rocosas.

La forma de relieve predominante está compuesta por calizas dolomíticas que forman fuertes pendientes rocosas, cuyas alturas oscilan entre 500 y 700 metros sobre el nivel del mar. El paisaje comprende características topográficas similares, llanuras y cerros sobre los que se asientan campos y vegetación natural. Siguiendo a Rivas-Martínez (1982), la serie de vegetación pertenece a Rhamno lycioidis-Querceto cocciferae sigmetum.

Antes de los incendios, en el área crecía lo siguiente: *Pinus halepensis* (Pino carrasco), *Macrochloa tenacissima* (L) Kunth (hierba alfa) (figura 5), *Quercus coccifera* L. (roble Kermes) y *Pistacia lentiscus* L. (árbol de la masilla).



Figura 5: Vegetación de la zona de estudio predominada principalmente por espartizal y especies arbustivas.

3.4. Construcción de diques

Para esta actuación, se han seleccionado 5 ramblas de características similares y dentro de cada rambla se ha construido un dique (figura 6). En cada dique, existe una cuña de aterramiento aguas arriba y una parte que está aguas abajo (ambas partes cercanas e influenciadas por el efecto que tiene el dique desde que se construye sobre la rambla). Las zonas de estudio donde se muestreó se corresponden con los datos AA (aguas Arriba) y AB (aguas Abajo). Después se cogió un punto C (Control) fuera de la influencia del dique. Tenemos entonces, los 5 diques de Hellín que se instalaron en la zona un año después del incendio y pasados 5 años procedemos a realizar los experimentos para la evaluación de parámetros biológicos y bioquímicos. Dichos diques se construyeron un año después del incendio, en 2013.

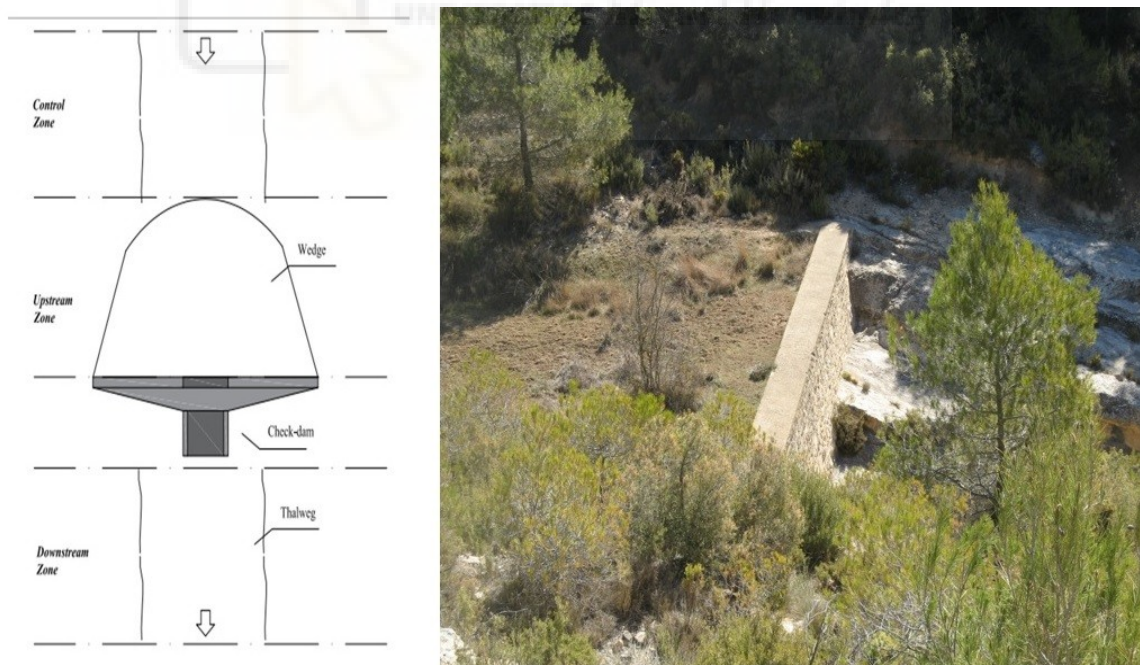


Figura 6: Esquema y fotografía de uno de los diques contruidos en la zona de estudio.

De esta manera podemos evaluar el efecto del tiempo (desde que se produjo el incendio) y la ubicación de las muestras (AA, AB y C), sobre la microbiología y enzimas del suelo que se ubican en las ramblas, ya que el propósito y principal función de dichos diques será la de consolidación, es decir la fijación del perfil longitudinal del lecho del torrente, evitando su descenso erosivo.

3.5. Toma de muestras

Se tomaron 10 muestras de las 3 zonas diferenciadas con respecto a la posición de los diques, mostrándose estas en los datos como AA (aguas Arriba) y AB (aguas Abajo). Además de las muestras del punto C (Control) fuera de la influencia del dique y se determinaron los siguientes parámetros:

- Carbono de la biomasa microbiana
- Respiración edáfica basal
- Actividad fosfatasa
- Actividad β -glucosidasa
- Actividad deshidrogenasa
- Actividad ureasa

3.6. Análisis de las propiedades bioquímicas y microbiológicas

Todas las muestras de suelo se mantuvieron a 4°C para su posterior análisis y en todas ellas se analizaron el carbono de la biomasa microbiana (CMB), la respiración edáfica basal (REB), actividades enzimáticas: β -Glucosidasa (β -Glu,) Ureasa, Fosfatasa ácida (PHP) y Deshidrogenasa (DHA).

El CMB fue determinado mediante el método de fumigación-extracción adaptado de Vance y cols. (1987), la REB fue monitorizada con un respirómetro multisensor (Micro-Oxymax, Columbus, OH, USA), que mide CO₂ liberado mediante un sensor infrarrojo.

DETERMINACIÓN DE LAS ENZIMAS FOSFATASA Y B-GLUCOSIDASA:

Se pesó 0,5 gramos de suelo en tubos plásticos con tapa para conformar 1 determinación y un control. Para el caso de la enzima Fosfatasa, a cada tubo de muestra se le añadió 0,5 ml de PNPP 25 mM (P-nitrofenol) como sustrato. A todos los tubos se les agregó 2 ml de buffer maleato pH 6,5 y se incubaron durante 1 h a 37°C. Luego de la incubación, al control se le agregó 0,5 ml de PNPP e inmediatamente se procedió a añadirle a todos los tubos 0,5 ml de Cl₂Ca 0,5 M + 2 ml de NaOH 0,5M + 5 ml de agua destilada, los tubos se mezclaron con un vórtex y se centrifugaron a 4000 rpm durante 4 min. Finalmente se midió en un espectrofotómetro la absorbancia obtenida a una longitud de onda de 400 nm. Los resultados se expresaron en μ mol de P-Nitrofenol (PNP).g-1.h-1.

Para el caso de la enzima β -Glucosidasa, el procedimiento fue similar al anterior excepto que el sustrato enzimático utilizado fue el 4-Nitrophenil-B-D-glucopiranoside (PNG) 25 mM. La determinación fue la misma utilizada para la Fosfatasas. Los resultados también se expresaron en μmol de P-Nitrofenol ((PNP).g-1.h-1).

DETERMINACIÓN DE LA ENZIMA DESHIDROGENASA:

Se pesó a partir de cada muestra, 1,0 gramo de suelo en tubos de vidrio con tapa. A las muestras se les añadió 0,2 ml de agua destilada y 0,2 ml de 2-p Iodofenil-3-p Nitrofenil-5-Feniltetrazolio (INT) al 0,4%; en el caso del control se le añadió 0,4 ml de agua desionizada. Posteriormente se incubaron las muestras y el control durante 20 h en la oscuridad a una temperatura de 20°C. Posteriormente se añadieron a todos los tubos 10 ml de la solución extractora (metanol) y se agitó durante 1 min. Los tubos se filtraron con papel de filtro y se midió la absorbancia a una longitud de onda de 490 nm en un espectrofotómetro. Los resultados se expresaron en mg INTF.g-1.

DETERMINACIÓN DE LA ENZIMA UREASA:

Para cada muestra, se pesó 0,500 gramos de suelo en tubos de plástico con tapa para conformar 1 determinación (muestra) y se pesó 0.490 gramos para realizar un control. A cada tubo se le añadieron 4 ml de tampón fosfato (0.1 M; pH 7). A las muestras se les añadió 0,5 ml de sustrato (solución de urea al 0,64%) y se incuban todos los tubos 1,5 horas a 30 °C. Una vez finalizada la incubación, se añadió a los

controles 0,5 ml de sustrato, se llevaron todos los tubos a 10 ml con agua destilada y se centrifugaron todos los tubos a 4000 rpm durante 4 minutos. Seguidamente, se extrajeron 5 ml de sobrenadante a un nuevo tubo de vidrio pírrex, se añadió 1 ml de una disolución de EDTA, 2 ml de fenilnitroprusiato, 4 ml de hipoclorito de sodio y 8 ml de agua destilada agitando cada vez. Una vez añadida el agua, se dejó desarrollar color durante 1 hora y se midió la absorbancia a una longitud de onda de 636 nm. Los resultados se expresaron en $\mu\text{g N-NH}_4\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$.

3.7. Análisis estadístico

El ajuste de los datos a una distribución normal para todas las propiedades analizadas fue verificado con el test Kolmogórov-Smirnov. Para evaluar el efecto de los distintos tratamientos aguas arriba y aguas abajo frente al control en los parámetros estudiados se llevó a cabo el test ANOVA. Todo el análisis estadístico fue realizado con el programa SPSS (IBM SPSS statistics 2016) versión 19.0.

RESULTADOS

De forma general, se observan cambios en las propiedades analizadas en las distintas zonas aguas arriba y aguas abajo con respecto al control, que no está afectado por la construcción del dique.

4.1. Actividades enzimáticas

A continuación, se expondrán los resultados obtenidos de las actividades enzimáticas de los muestreos encima de las tablas de resultados, la discusión se expondrá debajo de cada tabla:

4.1.1. Fosfatasa ácida

En la siguiente gráfica (figura 7) observamos la actividad fosfatasa en la zona de estudio. El valor promedio obtenido para el Control fue 1,5174 $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$, el de aguas Arriba (AA) fue de 1,2479 $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ y el observado en aguas Abajo (AB) fue 0,4926 $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

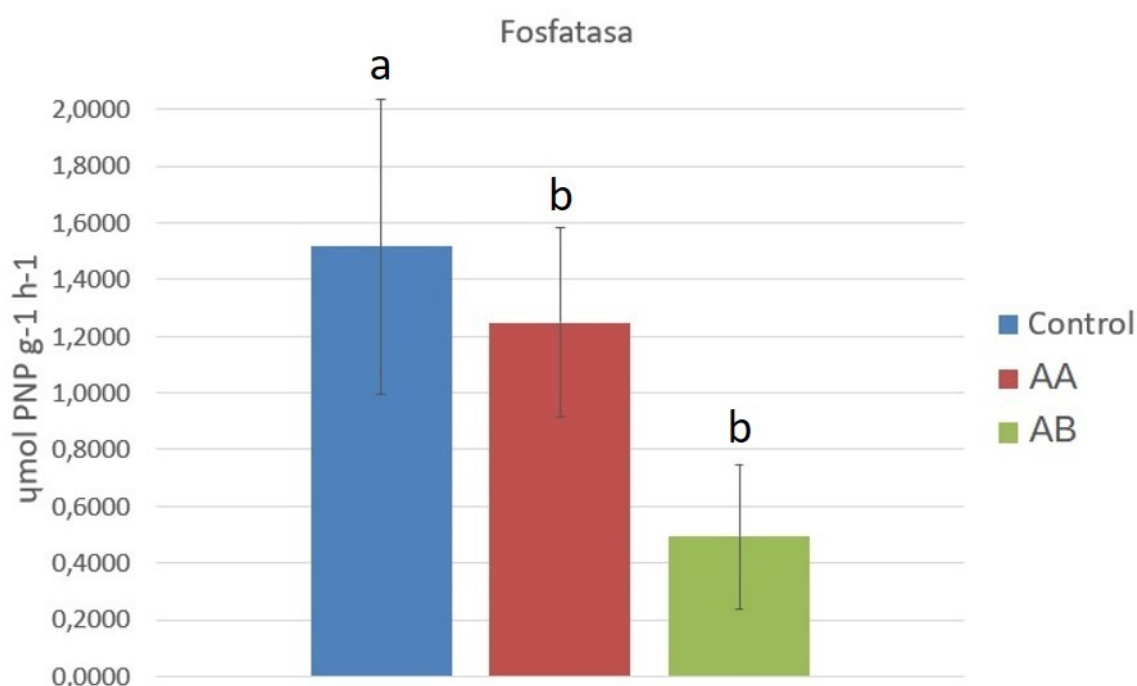


Figura 7: Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad fosfatasa en las distintas zonas de estudio. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas tras un test ANOVA ($p < 0,05$). Control (azul); Aguas Arriba (rojo) y Aguas Abajo (verde).

Observamos que el mayor nivel de la enzima estudiada aparece en la zona del control lo que indica que la construcción del dique ha influido negativamente en la recuperación de esta actividad en el suelo.

La fosfatasa es una enzima que cataliza la transformación de P orgánico a inorgánico y se regula por la presencia de este (P inorgánico) en el suelo, por tanto, su presencia es habitual en suelos naturales en estado de equilibrio.

4.1.2. β -Glucosidasa

En la figura 8 se muestran los resultados obtenidos en la β -glucosidasa. El valor promedio obtenido para el Control fue 1,7880 $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$, el de aguas Arriba (AA) fue de 1,1302 $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ y el observado en aguas Abajo (AB) fue 0,7580 $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

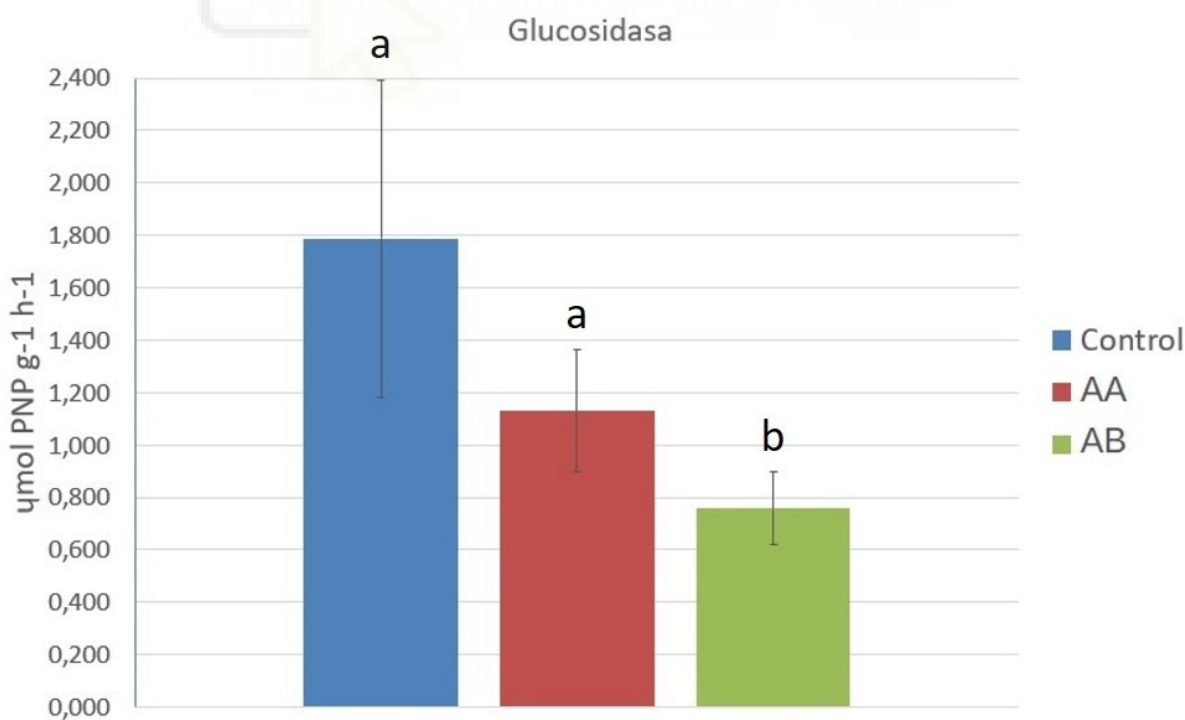


Figura 8: Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad β -glucosidasa en las distintas zonas de estudio. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas tras un test ANOVA ($p < 0,05$). Control (azul); Aguas Arriba (rojo) y Aguas Abajo (verde).

Como ocurría con la fosfatasa el mayor nivel de la enzima está en las muestras del control, lo que indica también una mayor recuperación del suelo en las zonas donde no hubo actuación post-incendio.

4.1.3. *Deshidrogenasa*

En la siguiente gráfica (figura 9) observamos la actividad deshidrogenasa en la zona de estudio. El valor promedio obtenido para el Control fue 5,1967 mg INTF g⁻¹, el de aguas Arriba (AA) fue de 4,5585 mg INTF g⁻¹ y el observado en aguas Abajo (AB) fue 4,8149 mg INTF g⁻¹.

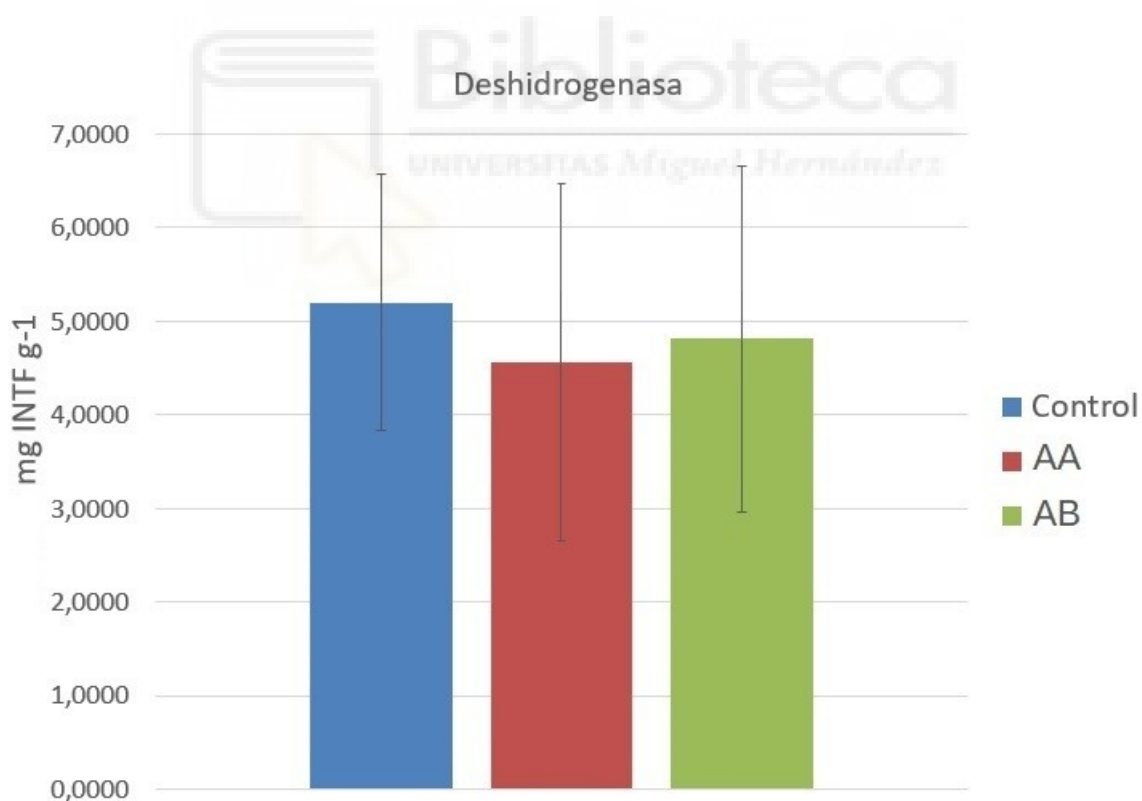


Figura 9: Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad deshidrogenasa en las distintas zonas de estudio. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas tras un test ANOVA ($p < 0,05$). Control (azul); Aguas Arriba (rojo) y Aguas Abajo (verde).

La actividad de la enzima deshidrogenasa consiste en la eliminación de átomos de hidrógeno de la molécula sustrato y transferirlo a un cofactor o coenzima. Esta enzima, presente en todos los seres vivos, participa en la glucólisis, el ciclo de Krebs, interviene en procesos de detoxificación y el metabolismo de la vitamina A (Ríos-Velázquez et al., 2008). En este caso no hay a penas diferencias en las 3 zonas estudiadas lo que nos indica que esta enzima es menos sensible a las actuaciones antrópicas que se puedan llevar a cabo en dichos suelos tras el incendio.

4.1.4. Ureasa

En la figura 10 se muestran los resultados obtenidos en la actividad ureasa. El valor promedio obtenido para el Control fue 1,7683 $\mu\text{mol NH}_4+\text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$, el de aguas Arriba (AA) fue de 0,9432 $\mu\text{mol NH}_4+\text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$ y el observado en aguas Abajo (AB) fue 0,7088 $\mu\text{mol NH}_4+\text{g}^{-1}\text{h}^{-1}$.

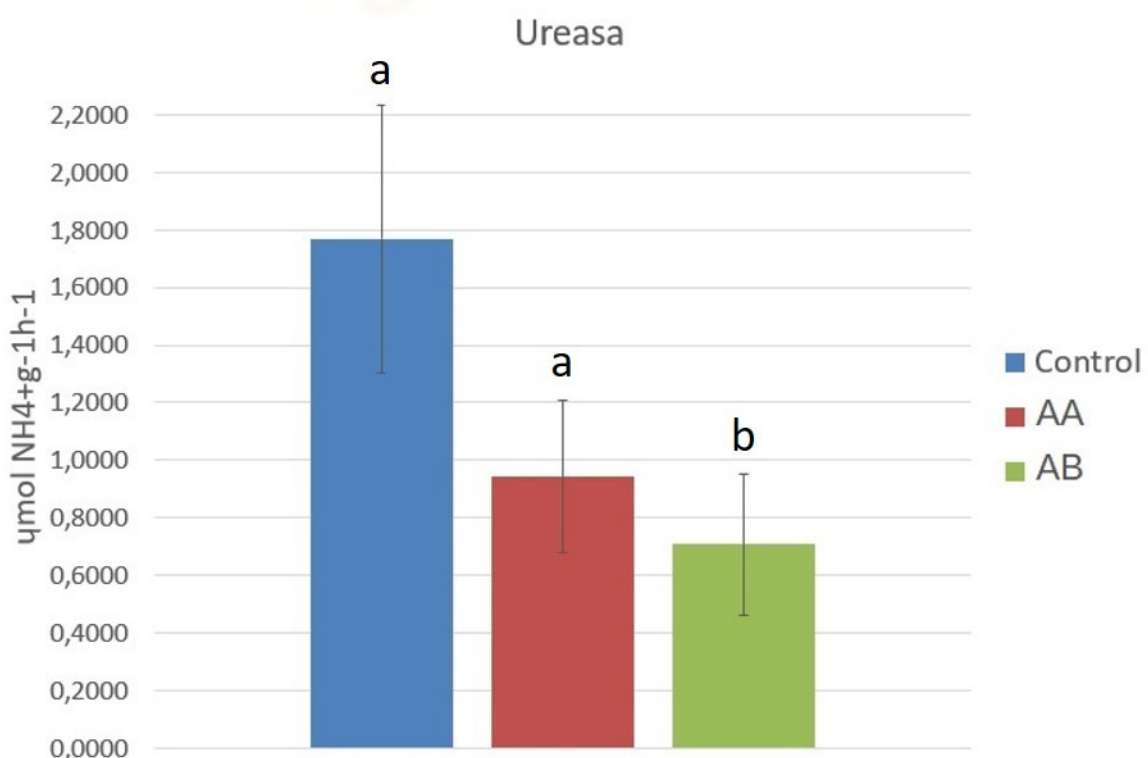


Figura 10: Valores medios (\pm desviación estándar) de la actividad ureasa en las distintas zonas de estudio. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas tras un test ANOVA ($p < 0,05$). Control (azul); Aguas Arriba (rojo) y Aguas Abajo (verde).

La actividad de la ureasa es una de las más estudiadas junto con otro grupo de hidrolasas porque son enzimas básicas en estudios de calidad, fertilidad y en la evolución del impacto de contaminantes en el suelo. El interés de esta actividad se debe a su relación en el ciclo del N y por el uso de urea como fertilizante en la agricultura (Sastré et al., 1996). Como podemos observar la ureasa tiene un comportamiento similar al resto de enzimas estudiadas (a excepción de la deshidrogenasa).

4.2. Carbono de la biomasa microbiana

En la figura 11 se muestran los resultados obtenidos en la biomasa. El valor promedio obtenido para el Control fue 535,70 C / Kg BM, el de aguas Arriba (AA) fue de 434,40 C / Kg BM y el observado en aguas Abajo (AB) fue 302,66 C / Kg BM.

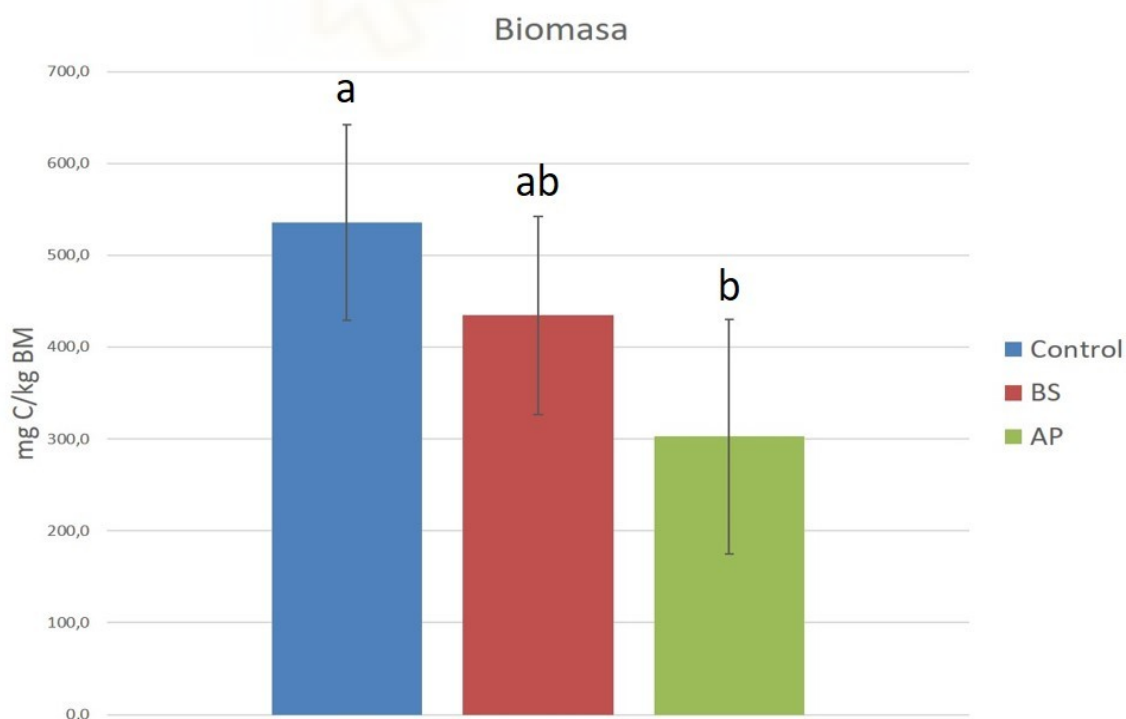


Figura 11: Valores medios (\pm desviación estándar) de la biomasa en las distintas zonas de estudio. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas tras un test ANOVA ($p < 0,05$). Control (azul); Aguas Arriba (rojo) y Aguas Abajo (verde).

El carbono de la biomasa microbiana representa el carbono procedente de microorganismos vivos. Los resultados muestran una mayor recuperación microbiana en la zona control sin actuación post-incendio.

4.3. Respiración edáfica basal

En la siguiente gráfica (figura 12) observamos la respiración microbiana en la zona de estudio. El valor promedio obtenido para el Control fue 3,822 C-CO₂ (ug/h/g), el de aguas Arriba (AA) fue de 2,779 C-CO₂ (ug/h/g) y el observado en aguas Abajo (AB) fue 1,786 C-CO₂ (ug/h/g).

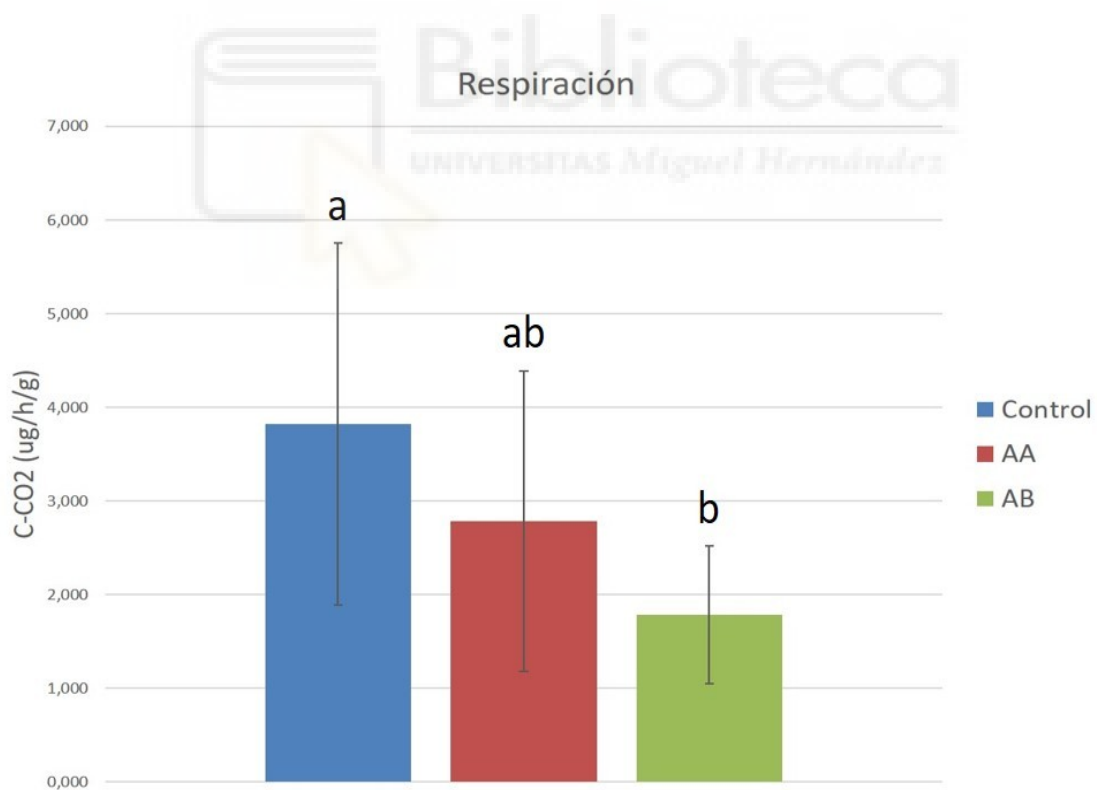


Figura 12: Valores medios (\pm desviación estándar) de la respiración microbiana en las distintas zonas de estudio. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas tras un test ANOVA ($p < 0,05$). Control (azul); Aguas Arriba (rojo) y Aguas Abajo (verde).

Numerosos estudios han demostrado que la respiración edáfica basal y la actividad microbiana están relacionadas con la disponibilidad de nutrientes y el contenido de materia orgánica (Jeorgensen et al., 1995). Como ocurría en el caso de la biomasa, la zona control es la que muestra mayor actividad microbiana, por tanto podemos decir que la actuación post-incendio ha ralentizado la recuperación de las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo en cuestión.

DISCUSIÓN

Nuestros datos son acordes con otros estudios que muestran la resiliencia del ecosistema, y que depende de las estrategias adaptativas de la comunidad vegetal y de las características iniciales del suelo y su comunidad microbiana (López-Poma and Bautista, 2014; Pausas et al., 2004; Maia et al., 2012).

Se ha comprobado en otro trabajo que una alta severidad del incendio reduce la calidad del suelo y el éxito de regeneración de la comunidad vegetal, viéndose afectada la actividad enzimática. Este hecho podría ser causa del efecto negativo de la severidad sobre la actividad y diversidad biológica del suelo, ya referido en otros estudios similares (Zavala et al., 2014). Sin embargo, este efecto se va diluyendo conforme aumenta el paso del tiempo tras el incendio como ocurre en las muestras estudiadas donde los valores obtenidos para el CB, la REB y la mayor parte de las actividades enzimáticas son comparables a los valores de algunas zonas forestales del Mediterráneo Semiárido español (García-Orenes et al., 2017).

La regeneración natural aumenta el carbono orgánico soluble, lo que permite que las poblaciones de microorganismos crezcan rápidamente y explica los cambios producidos en el coeficiente metabólico y la respiración basal del suelo. (Guerrero et al., 2005). Se observa que prácticamente todas las actividades enzimáticas se han recuperado tras el paso del incendio a largo plazo.

De nuestro estudio se concluye que, para llevar a cabo una gestión adecuada tras un gran incendio forestal, es necesario definir el objetivo último de la misma, además de conocer espacialmente los impactos y efectos de dicha perturbación a los ecosistemas a gestionar (Moreira et al., 2012). La restauración de ecosistemas mediterráneos es compleja debido a las continuas alteraciones generadas por las tradiciones existentes en la Cuenca Mediterránea, que incluyen el uso de fuego produciendo variaciones del régimen natural en el Holoceno (Scott, 2009). Por ello no toda la extensión quemada debería tener el mismo objeto de restauración, consiguiendo una rehabilitación o un reemplazamiento dependiendo de los servicios ecosistémicos y la estructura final prevista del ecosistema (Vallejo et al., 2012). A pesar de los 5 años transcurridos tras el incendio, se observa una menor recuperación en las zonas AA y AB frente al control, como consecuencia de la acción post-incendio ejercida (construcción de diques).

CONCLUSIONES Y PROYECCIÓN FUTURA

1. Los resultados obtenidos en las muestras analizadas tras 5 años después del fuego indican una buena recuperación de las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo control.

2. Se observan diferencias significativas para las diferentes enzimas estudiadas como son la fosfatasa, la β -Glucosidasa y la ureasa exceptuando la deshidrogenasa en las 3 zonas analizadas, estando los valores más altos en la zona control, seguido de las zonas AA y por último la zona AB.

3. Se observan diferencias significativas con respecto al carbono de la biomasa y la respiración edáfica basal, siendo de nuevo la zona control la que aporta los niveles más altos para estos parámetros.

4. Los parámetros estudiados nos indican que la actuación post-incendio, como es la construcción de diques en la zona forestal quemada, ha ralentizado la recuperación de las propiedades biológicas y bioquímicas con respecto a la zona sin intervención, por lo que es importante valorar la necesidad de llevar a cabo actuaciones post-incendio en suelos quemados.

BIBLIOGRAFÍA

ALEF K., NANNIPIERI P. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press. 576 p.

ALEXANDER M. 1980. Introduction to Soil Microbiology. 2^a Ed. John Wiley and Sons, Inc. New York, USA. 467 p.

AROCENA, J.M., OPIO, C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma* 113(1-2), 1-16. Barcenas-Moreno, G., Garcia-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., Baath, E. 2011a. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of Soils* 47(3), 261-272.

AROCENA, J.M., OPIO, C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma* 113(1-2), 1-16. Barcenas-Moreno, G., Garcia-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., Baath, E. 2011a. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of Soils* 47(3), 261-272.

BALEŽENTIENĖ L. 2012. Hydrolases Related to C and N Cycles and Soil Fertility Amendment: Responses to Different Management Styles of Agro-Ecosystems. *Pol. J. Environ. Stud.* 21(5):1153-1159.

BALEŽENTIENĖ L., KLIMAS E. 2009. Effect of organic and mineral fertilizers and land management on soil enzyme activities. Effect of organic and mineral fertilizers and land management on soil enzyme activities (Special issue I) 9:191-197.

BÁRCENAS-MORENO, G., GARCÍA-ORENES, F., MATAIX-SOLERA, J., MATAIX-BENEYTO, J. 2016. Plant community influence on soil microbial response after a wildfire in Sierra Nevada National Park (Spain). *Science Total Environment* 573, 1265–1274.

BOLTON J.R., ELLIOT L.F., PAPENDICK R.I., BEZDICEK D.F. 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biology and Biochemistry* 17:297-302.

BOND, W.J., KEELEY, J.E., 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecology Evolution* 20, 387-394.

BRADSTOCK, R. A. 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography* 19(2), 145-158.

CALDWELL B.A. 2005. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: a review. *Pedibiotología* 49:637- 644.

CARPA R. 2009. Enzymological research on soils from different environments. *Annals of RSCB* 16(1):44-48.

CERDA, A., IMESON, A.C., CALVO, A. 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at la-costera, Valencia, Southeast Spain. *Catena* 24(4), 289-304.

CERDÁ, A., MATAIX-SOLERA, J.(2009. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Universitat de València.

CERTINI, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecology* 143, 1-10.

COYNE M. 2000. Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio. Editorial Paraninfo, España. 416 p.

DICK W.A., TABATABAI M.A. 1993. Significance and potencial uses of soil enzymes. *Soil Microbial Ecology Meeting*, pp. 95-127. Jr., F.B. (ed.). *Soil Microbial Ecology*. Marcel Dekker, New York.

DOBLAS-MIRANDA, E., ALONSO, R., ARNAN, X., BERMEJO, V., BROTONS, L., DE LAS HERAS, J., ESTIARTE, M., HÓDAR, J.A., LLORENS, P., LLORET, F., LÓPEZ-SERRANO, F.R., MARTÍNEZ-VILALTA, J., MOYA, D., PEÑUELAS, J., PINO, J., RODRIGO, A., ROURA-PASCUAL, N., VALLADARES, F., VILÀ, M., ZAMORA, R., RETANA, J. 2017. A review of the combination among global change factors in forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects. *Global Planetary Change* 148, 42-54.

DOBLAS-MIRANDA, E., MARTÍNEZ-VILALTA, J., LLORET, F., ÁLVAREZ, A., ÁVILA, A., BONET, F.J., BROTONS, L., CASTRO, J., CURIEL YUSTE, J., DÍAZ, M., FERRANDIS, P., GARCÍA-HURTADO, E., IRIONDO, J.M., KEENAN, T.F., LATRON, J., LLUSIÀ, J., LOEPFE, L., MAYOL, M., MORÉ, G., MOYA, D., PEÑUELAS, J., PONS, X., POYATOS, R., SARDANS, J., SUS, O., VALLEJO, V.R., VAYREDA, J., RETANA, J. 2015. Reassessing global change research priorities in Mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here? *Global Ecology Biogeography* 24, 25-43.

FERRERAS L., TORESANI S., BONEL B., FERNÁNDEZ E., BACIGALUPPO S., FAGGIOLI V., BELTRÁN C. 2009. Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *CI. SUELO (ARGENTINA)* 27(1):103-114.

GAJDA A., MARTYNIUK S. 2005. Microbial Biomass C and N and Activity of Enzymes in Soil under Winter Wheat Grown in Different Crop Management Systems. *Polish Journal of Environmental Studies* 14(2):159-163.

GARCÍA-ORENES F.; V. ARCENEGUI; k. Chrenková ; J. Mataix-Solera; J. Moltó ; A.B. Jara-Navarro; M.P. Torres. 2017. Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in a fire-affected Mediterranean forest: A two-year monitoring research. *Total of the Science Environmental*. 586:1057-1065.

GIL-SOTRES F., TRASAR-CEPEDA C., LEIRÓS M.C., SEOANE S. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37(5):877-887.

GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science* 146(4), 255-261

GONZALEZ DE V, D. 2018. Tesis doctoral: Dinámica temporal post-incendio en ecosistemas forestales mediterráneos: Respuesta de la vegetación y la interfaz suelo-planta a la severidad de quemado en masas de pino carrasco . Universidad de Castilla la Mancha.

GONZÁLEZ-VILA, F.J., ALMENDROS, G., GONZÁLEZ-PÉREZ, A., KNICKER, H., GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, R., HERNÁNDEZ, Z., PIEDRA-BUENA, A., DE LA ROSA, J.M. 2009. Transformaciones de la materia orgánica del suelo por incendios naturales y calentamientos controlados en condiciones de laboratorio, En: Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (Eds.) Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Cátedra de divulgación de la ciencia. Universitat de València, València, pp. 219-267.

HEDO, J., LUCAS-BORJA, M.E., WIC, B., ANDRÉS ABELLÁN, M., DE LAS HERAS, J. 2015. Experimental site and season over-control the effect of *Pinus halepensis* in microbial properties of soil under semiarid and dry conditions. *Journal Arid Environment* 116, 44–52.

HINOJOSA, M.B., PARRA, A., LAUDICINA, V.L., MORENO, J.M. 2016. Post-fire soil functionality and microbial community structure in a Mediterranean shrubland subjected to experimental drought. *Science Total Environment* 573, 1178-1189.

HU Y.L., WANG S.L., ZENG D.H. 2006. Effects of Single Chinese Fir and Mixed Leaf Litters on Soil Chemical, Microbial Properties and Soil Enzyme Activities. *Plant and Soil* 282(1-2):379-386.

KEELEY, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire* 18, 116–126.

KEELEY, J.E., BOND, W.J., BRADSTOCK, R.A., PAUSAS, J.G., RUNDEL, P.W. 2012. *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*. Cambridge University Press.

LÓPEZ-POMA, R., BAUTISTA, S. 2014. Plant regeneration functional groups modulate the response to fire of soil enzyme activities in a Mediterranean shrubland. *Soil Biology and Biochemistry* 79, 5–13.

MAIA, P., PAUSAS, J.G., ARCENEGUI, V., GUERRERO, C., PÉREZ-BEJARANO, A., MATAIX-SOLERA, J., VARELA, M.E.T., FERNANDES, I., PEDROSA, E.T., KEIZER, J.J. 2012. Wildfire effects on the soil seed bank of a maritime pine stand-The importance of fire severity. *Geoderma* 191, 80–88.

MARCOS, E., TARREGA, R., LUIS, E. 2007. Changes in a Humic Cambisol heated (100-500°C) under laboratory conditions: The significance of heating time. *Geoderma* 138(3-4), 237243

MATAIX-SOLERA, J., ARCENEGUI, V., ZAVALA, L.M., PÉREZ-BEJARANO, A., JORDÁN, A., MORUGÁN-CORONADO, A., BÁRCENAS-MORENO, G., JIMÉNEZ-PINILLA, P., LOZANO, E., GRANGED, A.J.P., GIL-TORRES, J. 2014. Small variations of soil properties control fire-induced water repellency. *Spanish Journal of Soil Science* 4, 51–60.

MATAIX-SOLERA, J., CERDÀ, A. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. FUEGORED, Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universitat de Valencia, Spain, 27-53.

MATAIX-SOLERA, J., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDRENO, J., GUERRERO, C., MORAL, R. 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire* 11(2), 107-114.

MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, 5-40.

MOREIRA, F., ARIANOUSTOU, M., VALLEJO, V.R., DE LAS HERAS, J., CORONA, P., XANTHOPOULOS, G., FERNANDES, P., PAPAGEORGIOU, K. 2012. Setting the scene for post-fire management. Moreira, F., Arianoustou, M., Corona, P., De Las Heras, J. (Eds.), Post-fire management restoration of southern European forests. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 1-20.

MOYA, D., GONZÁLEZ-DE VEGA, S., GARCÍA-ORENES, F., MORUGÁN-CORONADO, A., ARCENEGUI, V., MATAIX-SOLERA, J., LUCAS-BORJA, M.E., HERAS, J. 2018. Temporal characterization of the soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. forest. Science Total Environment 640-641:42-51.

MOYA, D., GONZÁLEZ-DE VEGA, S., GARCÍA-ORENES, F., MORUGÁN-CORONADO, A., ARCENEGUI, V., MATAIX-SOLERA, J., LUCAS-BORJA, M.E., HERAS, J. 2018. Temporal characterization of the soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. forest. Science Total Environment 640-641:42-51.

NEARY, D.G., KLOPATEK, C.C., DEBANO, L.F., FFOLIOTT, P.F. 1999. FIRE EFFECTS ON BELOWGROUND SUSTAINABILITY: A REVIEW AND SYNTHESIS. FOREST ECOLOGY MANAGEMENT 122, 51-71.

NOTARIO DEL PINO, J.S., ALMENAR, I.D., RIVERO, F.N., RODRIGUEZ-RODRIGUEZ, A., RODRIGUEZ, C.A., HERRERA, C.A., GUERRA GARCIA, J.A., MORA HERNANDEZ, J.L. 2007. Temporal evolution of organic carbon and nitrogen forms in volcanic soils under broom scrub affected by a wildfire. Science Total environment 378(1-2), 245-252.

PAUL E.A., CLARK F.E. 2007. Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press. 275 p.

PAUSAS, J. G., FERNÁNDEZ-MUÑOZ, S. 2012. Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. Climatic change 110(1-2), 215-226.

PAUSAS, J. G., KEELEY, J. E. 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. BioScience 59(7), 593-601.

PAUSAS, J.G., KEELEY, J.E. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytology* 204, 55-65.

PEREIRA, P., ÚBEDA, X., MARTIN, D.A. 2012. Fire severity effects on ash chemical composition and water-extractable elements. *Geoderma* 191, 105–114

RAISON, R. J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and soil* 51(1), 73-108.

REHFELDT, G. E., TCHEBAKOVA, N. M., PARFENOVA, Y. I., WYKOFF, W. R., KUZMINA, N. A., MILYUTIN, L. I. 2002. Intraspecific responses to climate in *Pinus sylvestris*. *Global Change Biology* 8(9), 912-929.

SAN-MIGUEL-AYANZ, J., RODRIGUES, M., SANTOS DE OLIVEIRA, S., KEMPER PACHECO, C., MOREIRA, F., DUGUY, B., CAMIA, A., 2012. Land cover change and fire regime in the European Mediterranean region. In: Moreira, F., Arianoustsou, M., Corona, P., de las Heras, J. (Eds.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. *Managing Forest Ecosystems* 24, 21-43.

SASTRE, I., VICENTE, M.A. Y LOBO, M.C. 1996. Influence of the Application of Sewage Sludges on Soil Microbial Activity. *Bioresource Technol.* 57, 19-23.

SIMARD, D.G., FYLES, J.W., PARE, D., NGUYEN, T. 2001. Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science* 81(2), 229-237.

TRESEDER, K.K., MACK, M.C., CROSS, A. 2004. Relationships among fires, fungi, and soil dynamics in Alaskan Boreal Forests. *Ecological Applications* 14(6), 1826-1838.

ÚBEDA, X., OUTEIRO, L.R. 2009. Physical and chemical effects of fire on soil. In: Cerdá, A., Robichaud, P.R. (Eds.), *Fire effects on soil and restoration strategies*. Science publishers, Endfield. Pp 105-132.

ÚBEDA, X., SALA, M., IMESON, A. 1990. Variaciones en la estabilidad de un suelo forestal antes y después de ser sometido a un incendio. *Actas de la I Reunión Nacional de Geomorfología*, 1, Teruel, 677-685.

VALLEJO, V.R., ARIANOUTSOU, M., MOREIRA, F. 2012. Fire ecology and post-fire restoration approaches in southern European forest types. In: Moreira, F., Arianoustsou, M., Corona, P., de las

Heras, J. (Eds.), Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests-managing Forest Ecosystems. 24, pp. 93–119.

