

# EFFECTOS A MEDIO PLAZO DEL CLAREO DE PINOS EN LAS PROPIEDADES DE UN SUELO FORESTAL MEDITERRÁNEO



**Ainhoa Palomar Pérez**

**Tutores: Jorge Mataix Solera, Victoria Arcenegui Baldo**



**UNIVERSITAS**  
Miguel Hernández

**Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente**  
**Trabajo final de Grado de Ciencias Ambientales**  
**Facultad de Ciencias Experimentales**  
**Universidad Miguel Hernández**

Elche, Curso 2019-2020



# ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	4
1.1 EFECTOS DE LOS INCENDIOS .....	4
1.2 MANEJO POST-INCENDIO.....	7
2. JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES .....	9
3. OBJETIVOS .....	11
4. MATERIAL Y MÉTODOS .....	12
4.1 ZONA DE ESTUDIO.....	12
4.1.1 LOCALIZACIÓN Y TIPO DE SUELO .....	12
4.1.2 CLIMA .....	13
4.1.3 VEGETACIÓN .....	14
4.2 DISEÑO EXPERIMENTAL .....	15
4.3 ANALISIS DE LABORATORIO .....	16
4.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS .....	17
5. RESULTADOS .....	18
5.1 CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA.....	18
5.2 CONTENIDO DE NITRÓGENO.....	19
5.3 CONTENIDO DE FÓSFORO ASIMILABLE.....	20
5.4 BIOMASA MICROBIANA .....	20
5.5 RESPIRACIÓN EDÁFICA BASAL.....	21
5.6 ESTABILIDAD DE AGREGADOS.....	22
6. DISCUSIÓN.....	23
7. CONCLUSIÓN.....	27
8. PROYECCIÓN FUTURA .....	28
9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	29

## Resumen

Una de las prácticas más comunes realizadas en la selvicultura preventiva de incendios son los clareos (reducción de la densidad de árboles por hectárea). Existen muchos estudios sobre la respuesta en la vegetación tras la realización de estos tratamientos, pero poco se conoce sobre la respuesta en las propiedades del suelo a medio plazo, con el fin de determinar si este tratamiento tiene un impacto en el mismo. En este trabajo se muestra la evolución temporal durante 2 años de la respiración edáfica basal (REB), el carbono de la biomasa microbiana ( $C_{mic}$ ), el contenido de materia orgánica (MO), nitrógeno (N), fósforo asimilable (P) y la estabilidad de agregados (EA), en pinar afectado por un incendio en 1994 y cuya regeneración produjo una densidad muy alta de pinos. En 2017 es sometido a un tratamiento de clareo. Tras dos años de seguimiento, los cambios observados sobre las propiedades del suelo no son significativos a excepción de la biomasa microbiana, siendo esta algo más elevada en la zona tratada con clareo. Consideramos que sería interesante seguir con el estudio algunos años más con el fin de verificar esta tendencia y realizar un estudio sobre el efecto en la biodiversidad vegetal y la diversidad microbiana edáfica.

**Palabras clave:** clareo, suelo quemado, pinar Mediterráneo, selvicultura preventiva.

## Abstract

One of the most common practices carried out in fire preventive forestry is the clear-cutting (reduction of the density of trees per hectare). There are many studies on the response in the vegetation after carrying out these treatments, but little is known about the response in the properties of the soil in the medium term, in order to determine if this treatment has an impact on it. This work has shown the temporal evolution during 2 years of basal soil respiration (REB), microbial biomass carbon ( $C_{mic}$ ), organic matter content (OM), nitrogen (N), available phosphorus (P) and aggregate stability (EA), in a pine forest affected by a fire in 1994 and whose regeneration produced a very high density of pines. In 2017 it is carried out a clear-cutting treatment. After two years of follow-up, the changes observed on the properties of the soil are not significant except for the microbial biomass, which is somewhat higher in the area treated with clear-cutting. We consider that it would be interesting to continue with the study for a few more years in order to verify this trend and carry out a study on the effect on plant biodiversity and soil microbial diversity.

**Keywords:** clear-cutting, burned soil, pine forest, preventive forestry.

## AGRADECIMIENTOS

¿Y tú que quieres estudiar? Así comienza la aventura de muchos de nosotros y así comenzó la mía. No puedo decir que siempre haya querido estudiar ciencias ambientales, pero sí que puedo confesar que ha sido el descubrimiento de mi vida. Me ha enseñado a amar aquello que no se puede tocar ni poseer y proteger y defender aquello que no nos pertenece.

Quisiera agradecer a todas las personas que me han acompañado en esta aventura y que me han hecho disfrutarla al máximo la mejor etapa de mi vida. Sobre todo a todos esos compañeros que comenzaron como extraños y ahora se han convertido en familia. No podría mencionarlos a todos por miedo a olvidarme de alguno, pero ellos saben quiénes son.

Por otro lado me gustaría dar las gracias a Minerva, mil gracias por la paciencia que ha tenido desde que entré por la puerta del laboratorio. Gracias por todo el conocimiento que me ha transmitido desde las risas y el estrés. Y también agradecer toda la ayuda que me ha brindado Carlos y pensar que nuestra amistad comenzó el día que yo me quedé colgada de una cuerda en la salida de incendios. Sobre todo, darle las gracias a Mataix por toda la paciencia que ha tenido conmigo y por estar las 24 detrás del ordenador para mí.

Por último, quiero dar las gracias a los pilares de mi vida, que son mis padres. Por darme la fuerza para el último empujón en medio de la locura que tenemos ahora mismo en el mundo. Por siempre enseñarme que el camino no siempre es de color de rosas pero que si lo quieres de verdad lo consigues.

En definitiva, que mil gracias a todas las personas que han hecho que me enamore más de mi decisión de apostar por esta carrera.

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1 EFECTOS DE LOS INCENDIOS

Los incendios forestales desde siempre han estado presentes en el medio ambiente, siendo uno de los principales factores que inducen cambios en las comunidades vegetales mediterráneas, como queda demostrado en los registros fósiles de numerosas especies (Le Houerou, 1977; Naveh, 1975).

Al igual que el fuego que ha estado presente en el Mediterráneo como fenómeno natural mucho antes de que el hombre existiera, ya fueran provocados por rayos en tormentas eléctricas o debido a erupciones volcánicas (Naveh, 1975), también es un factor ecológico esencial en la distribución de los biomas de la Tierra, funcionando como un gran herbívoro (Bond y Keeley, 2005). A escala humana y regional los efectos de los incendios son heterogéneos y a veces catastróficos. No obstante, incluso dentro de una misma zona, según la litología, régimen de precipitación, orientación o usos del suelo, los efectos serán variados y contrastados (Neary *et al.*, 1999; Kutiel, 2006).

Los incendios forestales, que se extienden por todo el mundo, aunque afectan con más frecuencia a los ecosistemas forestales de zonas mediterráneas y atlánticas, son una de las principales causas de destrucción de la vegetación y de la degradación del suelo, principalmente por la pérdida irreversible de enormes cantidades de suelo por erosión post-incendio. Todo ello provoca enormes daños ecológicos, entre ellos la disminución de la biodiversidad y de la calidad del suelo, graves repercusiones sociales y elevadas pérdidas económicas y gastos en prevención y extinción de los incendios forestales, así como en protección post-incendio del suelo y restauración de los ecosistemas afectados (Mataix-Solera *et al.*, 2002)

España es uno de los países europeos más perjudicados por este fenómeno, tratándose también del que presenta un riesgo más elevado de que se produzcan grandes incendios, al albergar la mayor superficie de bosques mediterráneos (Martín *et al.*, 1998).

El fuego modifica los ciclos biogeoquímicos y afecta a un gran parte de las propiedades edáficas (Mataix-Solera *et al.*, 2013), 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 y Athias-Brinche., 1987; DeBano *et al.*, 1998; Shakesby y Doerr, 2006; Moody y Martin, 2009; Raison *et al.*, 2009).

Los efectos de los incendios son muy variados debido a los múltiples factores de los que depende el incendio: biomasa disponible, intensidad (temperaturas alcanzadas y duración), área quemada, tiempo desde el último incendio, tipo de suelo, humedad, pendiente y vegetación (Neary *et al.*, 1999). Así, se conforma en cada ecosistema un régimen de incendios concreto. Sin embargo, en un mismo ecosistema e incluso en un mismo incendio, la severidad, entendida como el grado de impacto en el ecosistema (Keeley, 2009), y efectos del fuego son diferentes y resultan en un mosaico de manchas de vegetación y suelo que se recuperará con o sin rehabilitación y restauración posterior.

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. Estos cambios dependerán principalmente de la temperatura alcanzada durante el incendio (Neary *et al.*, 1999).

Los efectos indirectos del fuego sobre los suelos se producen a partir de la desaparición de la cubierta vegetal, la adición de cenizas y el ennegrecimiento del suelo. Estas modificaciones suponen cambios microclimáticos 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 produce variaciones en algunas de las propiedades físicas, químicas y biológicas. El pH y la conductividad eléctrica normalmente aumentan, debido al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas (Bodi *et al.*, 2012).

El fuego suele producir una gran perturbación en el conjunto de poblaciones microbianas del suelo (Bárcenas *et al.*, 2016)

El nitrógeno es uno de los elementos que más fácilmente se volatiliza. Durante la combustión se pueden perder grandes cantidades, pero afortunadamente para los ecosistemas

mediterráneos y regiones semiáridas donde es limitado, se suele encontrar tras el incendio más nitrógeno disponible en el suelo en formas inorgánicas (Kutiel y Naveh, 1987; Giovannini *et al.*, 1990b; Gimeno-García *et al.*, 2000)

Respecto a los cambios en el carbono orgánico del suelo, los resultados son complejos y variados según la intensidad del incendio. En incendios de baja intensidad puede haber incrementos de carbono orgánico procedente de la vegetación parcialmente pirolizada, en cambio, a intensidades elevadas la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo puede disminuir (Mataix-Solera *et al.*, 2002).

La estabilidad de los agregados también puede cambiar tras el paso del fuego. Generalmente se detecta una reducción de la estabilidad de los agregados relacionado con la pérdida de materia orgánica (Cerdà, 1993; DeBano *et al.*, 1998; Badía y Martí, 2003). No obstante, es posible encontrar tendencias contrarias cuando hay incendios de baja intensidad en los que aumenta la materia orgánica (Díaz-Fierros *et al.*, 1987), o debido a fusiones de arcillas cuando se alcanzan temperaturas muy elevadas que endurecen los agregados (Giovannini *et al.*, 1990a; Jiménez-Pinilla *et al.*, 2016) o incluso debido la cementación por las sustancias hidrofóbicas que los hacen más resistentes (Giovannini y Lucchesi, 1983; Mataix-Solera *et al.*, 2011).

La porosidad y la capacidad de retención hídrica también pueden verse disminuidas al cambiar la estructura del suelo y desaparecer la materia orgánica si las intensidades son más elevadas (Neary *et al.*, 1999). Estos tres factores, junto con la hidrofobicidad, son aspectos fundamentales que determinaran la aireación, infiltración y erodibilidad de un suelo, sobre todo cuando se elimina la vegetación y hojarasca.

## 1.2 MANEJO POST-INCENDIO

Tras perturbaciones de gran intensidad como los incendios forestales, el ecosistema presenta un estado profundamente transformado en el que abundan restos en pie de madera calcinada. Los trabajos forestales que se acometen en relación con los restos de madera quemada pueden ser potencialmente variados, si bien un procedimiento habitual en nuestro país es, en la mayor parte de los casos, la saca de la madera, a veces combinada con el astillado de ramas y otros restos no aprovechables (Martínez-Sánchez *et al.* 1999; Bautista *et al.* 2004; Castro *et al.* 2009). Esto supone un profundo cambio en el paisaje post-incendio y en la estructura de la zona afectada, pasando de una masa dominada por árboles quemados en pie a una superficie desprovista de gran parte de la biomasa vegetal.

Esta práctica supone con frecuencia un costo adicional en las labores post-incendio que se acometen, al menos a corto plazo, ya que la madera quemada en los montes españoles carece hoy día de valor económico en la mayoría de los casos (Bautista *et al.* 2004).

Respecto al reclutamiento y establecimiento de nuevas plántulas, se ha argumentado que las operaciones de extracción de madera provocan escarificación de semillas, remoción del suelo y enterramiento de semillas y plántulas emergentes, lo que induce una mejora en el enraizamiento de plántulas y un aumento del establecimiento y mejora del reclutamiento (Brown *et al.* 2000; Ryan *et al.* 2005). Sin embargo, se ha demostrado que el paso de maquinaria, arrastre de material y la reducción del sombreado por eliminación de la madera muerta aumentan la mortalidad, principalmente durante el primer verano tras el incendio (Martínez-Sánchez *et al.* 1999).

Un monte quemado se vuelve extremadamente vulnerable, al quedar completamente desnudo, carente de la corrección hidrológica que proporcionaba la vegetación, con unos suelos en ocasiones repelentes al agua (Arcenegui *et al.*, 2008) y muy erosionables (Domínguez, 2019), por ello la gestión post-incendio puede tener un impacto negativo en los suelos, en algunos casos incluso más grave que el propio fuego (Aguado, 2017), como se ha demostrado concretamente en una zona cercana a nuestra zona de estudio y que se afectó por un incendio en 2012 y una extracción con maquinaria de madera quemada a los 6 meses del incendio (García-Orenes *et al.*, 2017, Pereg *et al.*, 2018).

Por el contrario, los restos de madera quemada dejados *in situ* suponen además una importante fuente de nutrientes que se incorporan poco a poco al suelo (Wei *et al.* 1997; Brown *et al.* 2003), lo que repercute en la actividad de los organismos descomponedores del suelo, en las tasas de reciclaje de nutrientes, y en definitiva en la disponibilidad de nutrientes para las plantas. La eliminación de la madera tiene un profundo impacto en la biodiversidad de insectos (Dajoz 2001), lo que a su vez puede afectar a la abundancia y diversidad de otros organismos, por ejemplo, aves (Hutto 2006; Castro *et al.* 2010). Dejar restos de madera quemada puede tener además efectos positivos directos sobre la regeneración forestal. Los pies de árboles quemados pueden reducir la radiación incidente y el estrés hídrico de plántulas, rebrotes o plantones repoblados (Gracia & Retana 2004; Castro *et al.* 2008, 2010), favoreciendo el establecimiento de plántulas y rebrotes.

Sin embargo, la estrategia de no hacer nada después de un incendio también puede en ocasiones, llevarnos a otro problema, que es del que trata este TFG. Cuando una masa adulta de pino carrasco se quema, es posible que en pocos años nos encontremos con una densidad de germinación de plántulas muy elevada. La estrategia de la serotinia del pino favorece esta situación. Por lo general sobreviven la mayoría, pero por competencia por los recursos (agua y nutrientes) los árboles en dos o tres décadas son de poco porte y con troncos muy delgados al estar tan juntos. Esto supone un riesgo muy elevado de tener un nuevo incendio forestal, y para ellos se plantean en zonas concretas hacer clareos para romper la continuidad vertical y horizontal del combustible y reducir el riesgo de inicio y propagación de un posible incendio. En el caso de la Comunidad Valenciana esta situación es bastante común en montes afectados por el fuego décadas atrás y especialmente en el año 1994, el año que más superficie se quemó en nuestra comunidad superando las 130.000 has.

Las proyecciones del Panel Internacional de Cambio Climático apuntan importantes cambios climáticos en la Cuenca Mediterránea, destacando un aumento de los episodios de sequía y de la temperatura, lo que inducirá una mayor aridez (Bates *et al.* 2008). Este cambio está relacionado con cambios en el régimen de incendios forestales, que son uno de los principales componentes de modelado del paisaje a lo largo de la Cuenca Mediterránea (Flannigan *et al.* 2000).

Por tanto, se debe tener en cuenta estas previsiones, el manejo y gestión forestal y el uso de sus herramientas clásicas que deben ser revisadas y adecuadas a los nuevos escenarios proyectados. (Moya *et al.*, 2013).

En este estudio se pretende evaluar el efecto de una actuación selvícola como es el clareo de pinos, actuación que se realiza si hay una elevada densidad, con el fin de disminuir el riesgo de nuevos incendios. Pretendemos evaluar si este tratamiento tiene un efecto negativo o no en el suelo. Se estudia en una masa forestal afectada por un incendio en 1994 y en la que el clareo se realizó en 2017.

## 2. JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES

En 1994 la superficie quemada en Europa fue de unas 800.000 ha, correspondiendo más de 400.000 de estas a España. De las hectáreas quemadas en España, 138.000 lo fueron en la Comunidad Valenciana. En esta región, el número de incendios ese año fue de 751, sin embargo, uno solo de esos incendios quemó más de 25.000 ha. Esto quiere decir que solo un 0,13 % de los incendios fueron responsables del 18 % de la superficie quemada ese año en Valencia (Mataix-Solera & Cerdà, 2009).

Las relaciones entre el clima, la meteorología subyacente y el fuego están claramente establecidas. Los incendios tienden a ocurrir en aquellos sitios que no son muy húmedos, por la dificultad de que prendan y se propaguen, ni muy secos, por la falta de combustible. Así, en las zonas intermedias, con suficiente productividad para que haya vegetación abundante, pero con un periodo seco, serían las más propicias. El clima mediterráneo es paradigmático de este modelo (Moreno, 2007). El Cambio Climático hará más recurrentes los incendios forestales según todos los pronósticos. Un clima más cálido, con mayores periodos de sequía llevará sin duda a alargar la estación natural de incendios y a que estos sean más intensos.

## 1. La temporada de verano de 1994 fue un periodo de temperaturas récord

El 4 de Julio de 1994 se registró la temperatura máxima absoluta en la zona de 41,4°C.



FIGURA 1 GRÁFICO DE LOS VALORES DE TEMPERATURA MÁXIMA Y MÍNIMA DEL 1994 DE LA ESTACIÓN METEOROLÓGICA DE ALICANTE. FUENTE AEMET.ES

## 2. Periodo de sequía severa 1993-1995

Siendo un episodio de sequía de los más intensos que ha sufrido la Comunidad Valenciana, donde los descensos llegaron a ser superiores en algunos puntos a los 300 mm anuales.

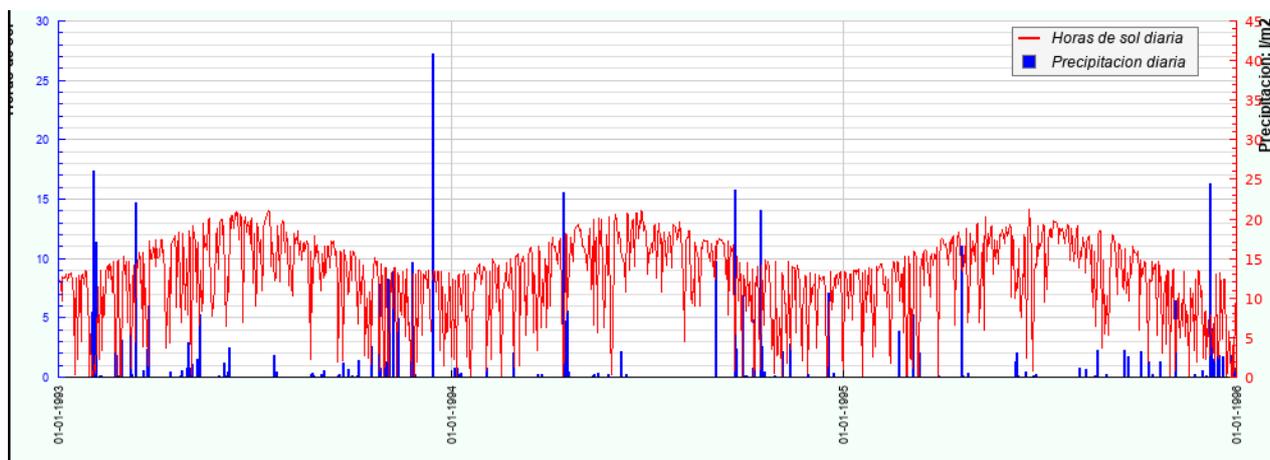


FIGURA 2 GRÁFICO DE VALORES DE PRECIPITACIÓN (L/M<sup>2</sup>) E INSOLACIÓN A LO LARGO DEL PERIODO 1993-1995 EN LA PROVINCIA DE ALICANTE. FUENTE: DATOS CLIMA

Por ello las características climáticas, tanto las altas temperaturas como la sequía prolongada y las características biogeográficas (especies arbustivas con resinas y con bajos contenidos en agua) hacen que la posibilidad de incendios forestales sea muy alta. Son por tanto necesarios tratamientos de gestión forestal en determinados rodales y áreas para reducir combustible y por tanto el riesgo de nuevos incendios forestales.

### 3. OBJETIVOS

El objetivo de este estudio es evaluar si existen o no cambios sustanciales en la calidad de un suelo afectado por incendio en 1994, sobre el que se ha hecho un clareo de pinos en 2017 para reducir el riesgo de nuevos incendios. Consideramos que estas actuaciones son necesarias en determinados rodales, pero poco se sabe sobre el impacto que pueden tener en el suelo. Para ello se han analizado en muestras de suelo tomadas en campo propiedades químicas, físicas y microbiológicas.



## 4. MATERIAL Y MÉTODOS

### 4.1 ZONA DE ESTUDIO

#### 4.1.1 LOCALIZACIÓN Y TIPO DE SUELO

La zona de estudio está ubicada en Serelles, dentro del Parque Natural Sierra de Mariola, situada entre las comarcas de La Vall d'Albaida, L'Alcoià y El Comtat. Compartida por Agres (723 m), Alcoi (560 m), Alfafara (582 m), Banyeres de Mariola (816 m), Bocairent (641 m), Concentaina (435 m) y Muro de Alcoy (399 m), presenta un abrupto relieve y grandes desniveles (Montcabrer, 1390 m).



FIGURA 3. MAPA PARQUE NATURAL SIERRA DE MARIOLA. FUENTE [WWW.TURISMOCOCENTAINA.COM](http://WWW.TURISMOCOCENTAINA.COM)

La particularidad de los usos anteriores del suelo, principalmente agrícolas y los abancalamientos permiten tener un mayor espesor de suelo en estas estructuras, si bien es frecuente observar bancales semidestruídos.

El suelo de la zona de estudio se clasifica como un Xerorthent típico según la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014), y está desarrollado sobre margas, tanto el suelo como el material parental son muy vulnerables a los procesos de erosión y degradación. Sin embargo, como decimos las antiguas terrazas o bancales sobre los que se desarrollaron las actuales masas de pinar ayudan a frenar los procesos erosivos. Es el caso de nuestra zona de estudio.

## 4.1.2 CLIMA

Esta área tiene un clima Mediterráneo, con una precipitación media de 490 mm y una temperatura media de 14,8°C. (Figura 4)

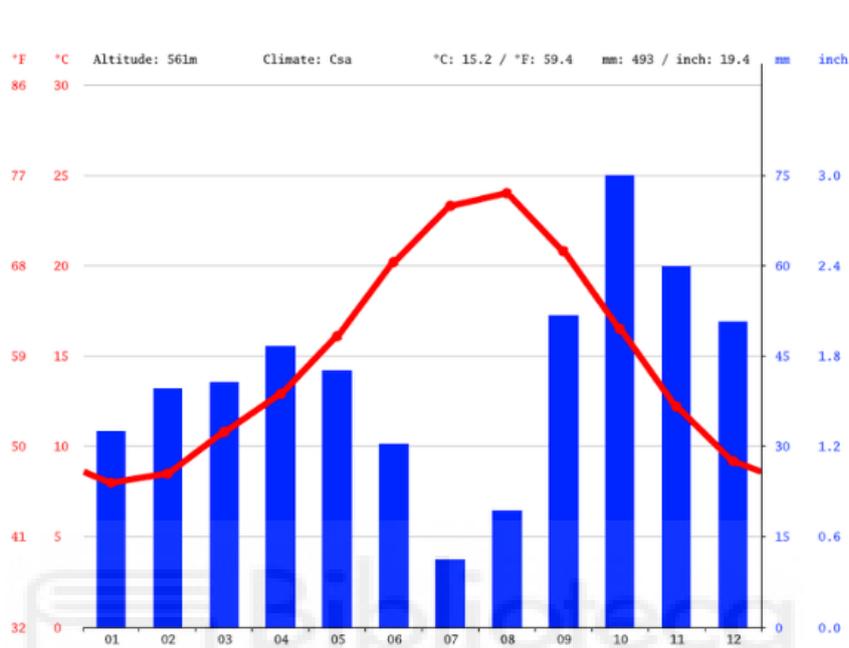


FIGURA 4. CLIMOGRAMA DE ALCOY. EL DIAGRAMA DE BARRAS PERTENECE A LA PRECIPITACIÓN MEDIA POR MESES (MM) Y LA LÍNEA MUESTRA LA TEMPERATURA MEDIA (°C). PISO BIOCLIMÁTICO: TERMO-MEDITERRÁNEO SEMIÁRIDO. FUENTE: ES.CLIMATE-DATA.ORG

El efecto de la altitud y de la continentalidad se muestra en la temperatura media, de 14,5 °C; la mayor altitud respecto a las zonas de costa provoca veranos más suaves e inviernos más duros. Enero es el mes más frío, con la temperatura media más baja y la media de las mínimas también. La temperatura media asciende lentamente durante los meses de febrero a abril.

Durante mayo y junio se produce un aumento más acentuado, hasta los meses de julio y agosto cuando se concentran las máximas temperaturas. El proceso de enfriamiento se produce de manera escalonada, más bruscamente entre septiembre y noviembre, con un descenso de más de 9°C en 2 meses. Para las temperaturas máximas y mínimas, se observa que, durante los meses más calurosos, las temperaturas medias de máximas y mínimas se extreman respecto a la media: se produce una mayor oscilación térmica, efecto de la continentalidad, mientras que, durante los meses más fríos, las medias de máximas y mínimas

son más cercanas a la temperatura media. El riesgo de heladas se localiza entre finales de otoño y principios de la primavera, con una media de 24,9 días de helada al año.

El clima Mediterráneo se caracteriza, en rasgos generales, por precipitaciones no excepcionalmente altas, aunque pueden ser muy concentradas en el tiempo y en ocasiones intensificadas por el proceso de la gota fría. Los temporales de lluvias tienen, en general, dos direcciones: SO y NE, siendo esta última la que proporciona las precipitaciones más abundantes. La característica fundamental de las precipitaciones en esta zona se concreta en una escasa torrencialidad, como rasgo habitual, así como episodios más extremos pero esporádicos que corresponden con temporales de Levante. Un fenómeno que aparece con bastante regularidad en la zona es la “gota fría”, fenómeno atmosférico consistente en una baja presión asociada a un embolsamiento de aire frío en altura, originado por el estrangulamiento de una profunda vaguada de la corriente en chorro.

#### 4.1.3 VEGETACIÓN

Podemos encontrar buenos ejemplos de la vegetación potencial climática, protagonizada en estas tierras por el carrascar e incluso por el bosque mixto mediterráneo en las zonas umbrías e inaccesibles.

La carrasca, como especie clave, y caducifolios como el fresno (*Fraxinus*), el arce (*Acer campestre*) y también el quejigo (*Quercus faginea*), aparecen acompañados por un rico estrato arbustivo compuesto por durillos (*Viburnum tinus*), ruscos (*Ruscus aculeatus*), madreselvas (*Lonicera periclymenum*), aladiernos (*Rhamnus alaternus*), y otras arbustivas y enredaderas. La siguiente etapa de degradación está caracterizada por coscojas (*Quercus coccifera*) y torviscos (*Daphne gnidium*), enebros (*Juniperus communis*), espinos negros (*Rhamnus lycioides*), y espinares en las zonas más húmedas y sombreadas compuestos de zarzas (*Rubus ulmifolius*), endrinos (*Prunus spinosa*), espinos albares (*Crataegus monogyna*), rosales silvestres (*Rosa spp*), etc.

Sin embargo, la mayor parte de la superficie de la sierra está cubierta por un denso pinar de pino carrasco (*Pinus halepensis*) mezclado con brezos (*Calluna vulgaris*), aliagas

(*Genista scorpius*), romeros (*Rosmarinus officinalis*), jaras (*Cistus*) y muchas de las plantas aromáticas y medicinales.

## 4.2 DISEÑO EXPERIMENTAL

El área de estudio se vio afectada por un incendio forestal en agosto 1994. El incendio afectó a una superficie de 380 has (285 arbolada y 95 ha de matorral), afectando de manera heterogénea a unas zonas con respecto a otras, en algunas zonas el fuego fue muy severo con el suelo, afectando gravemente al contenido de materia orgánica (Mataix-Solera *et al.*, 2002), sin embargo en otras zonas el fuego se propagó por copas no afectando directamente al suelo y al quemar una masa adulta de pino de Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.), la liberación de semillas, gracias a la serotinia, y su posterior germinación, generó en dos décadas zonas con una elevada densidad de pinos, que por competencia por los recursos (agua y nutrientes) presentan poco porte y al estar tan juntos suponen un alto riesgo de tener otro incendio en pocos años. Es el caso de nuestra zona de estudio, la regeneración natural de pinos fue muy elevada en esta zona, con más de 16000 pies por ha en el momento de la realización del tratamiento. Se establecieron dos zonas de estudio adyacentes de 2500 m<sup>2</sup>, una en el bosque no tratado quemado en 1994 (B94) y la otra similar en características adyacente, pero con tratamiento de clareo (CC-B94). El tratamiento (corta y extracción de gran parte de los pinos) redujo la densidad de los árboles de 16500 a 800 árboles por ha.

En cada área, se muestrearon 9 puntos aleatorios en 2017 justo después del tratamiento y posteriormente se realizaron nuevos muestreos similares en 2018 y 2019 (18 muestras por muestreo de suelo, n = 54).

Este TFG consiste en el estudio en laboratorio de las muestras de suelo del tercer muestreo y la comparativa de los resultados con los de los dos años anteriores.



FIGURA 5. ZONA DE RECOGIDA DE MUESTRAS, A LA IZQUIERDA ZONA CONTROL (B94) SIN TRATAMIENTO DE CLAREO Y A LA DERECHA ZONA DE CLAREO (CC-B94) EN 2019. FOTO: J. MATAIX-SOLERA

### 4.3 ANALISIS DE LABORATORIO

Las muestras de suelo se dejaron secar y seguidamente se tamizaron, para analizar la estabilidad de agregados entre 4-0,25 mm y para el resto de los análisis a < 2 mm. Para todas las muestras se determinaron los siguientes parámetros: contenido de materia orgánica (MO), contenido en nitrógeno (N), contenido en fósforo asimilable (P), biomasa microbiana ( $C_{mic}$ ), respiración edáfica basal (REB) y estabilidad de agregados (EA).

- **Materia orgánica (MO):** La materia orgánica se determina por el método de oxidación del dicromato potásico y una valoración de viraje de color utilizando sulfato ferroso amónico (Sal de Mohr) y difenilamina.
- **Contenido en nitrógeno (N):** Para la determinación del contenido de nitrógeno presente en el suelo se ha utilizado el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982), que cuantifica el nitrógeno orgánico y amoniacal. Tras una digestión a 420°C durante 90 min se lleva a cabo una destilación y una valoración con ácido clorhídrico.
- **Contenido en fósforo asimilable (P):** El contenido de fósforo asimilable por las plantas se analiza siguiendo el método de disolución extractora de Burriel-Hernando (Díez, 1982), y a continuación se toman las medidas con el espectrofotómetro UV.
- **Biomasa microbiana ( $C_{mic}$ ):** Para el análisis del carbono procedente de la biomasa microbiana del suelo se utiliza el método de fumigación con cloroformo de Jenkinson y Powson (1976) adaptado por Vance *et al.* (1987). A continuación, se realiza una extracción con sulfato potásico para posteriormente proceder a la oxidación del

carbono soluble con dicromato potásico en medio ácido. Finalmente se mide con el espectrofotómetro UV.

- Respiración edáfica basal (REB): Para la determinación del nivel de CO<sub>2</sub> procedente de la oxidación de los compuestos orgánicos del suelo por microorganismos heterótrofos aerobios se ha utilizado un respirómetro de sensor múltiple (Micro-Oxymax, Columbus, OH, USA).
- Estabilidad de agregados (EA): La estabilidad de agregados se mide siguiendo el método de Roldán *et al.* (1994), basado en el método de Benito y Díaz-Fierros (1989). Este método analiza la proporción de agregados que permanecen estables después de someter la muestra de suelo (tamizada entre 4-0,25 mm) a una lluvia artificial de energía conocida (270 J m<sup>-2</sup>).

#### 4.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

El ajuste de los datos a una distribución normal para todas las propiedades del suelo que se han analizado se ha comprobado mediante el test Kolmogorov-Smirnov. Para comparar el efecto del tratamiento (Clareo frente a Control) se ha realizado el test t-Student para cada muestreo de manera independiente. Además, para ver la variabilidad temporal de los valores obtenidos en cada muestreo se ha realizado ANOVA para cada uno de los tratamientos. Los grupos de variabilidad se han establecido siguiendo el test post-hoc Tukey  $p < 0,05$ , asumiendo la misma varianza.

## 5. RESULTADOS

Como podemos observar en la Tabla 1 se muestra la comparativa estadística entre tratamientos para cada uno de los muestreos realizados. Podemos comprobar como en el muestreo del 2017 existen algunas diferencias significativas, en el año del incendio, pero a los 3 años desde la realización del tratamiento de clareo no se observan grandes diferencias significativas para todos los parámetros, excepto para el carbono de la biomasa ( $C_{mic}$ ) entre el control y el clareo.

**TABLA 1. COMPARATIVA ESTADÍSTICA DE DATOS PARA CADA MUESTREO ENTRE LOS TRATAMIENTOS Y POR PARÁMETRO ESTUDIADO. NS: DIFERENCIAS NO SIGNIFICATIVAS; \*, \*\*, \*\*\* DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS A  $P < 0,05$ ,  $0,01$  Y  $0,001$  RESPECTIVAMENTE.**

Parámetro	Muestreo 1 (2017)	Muestreo 2 (2018)	Muestreo 3 (2019)
MO	ns	ns	ns
N	*	ns	ns
P	*	ns	ns
EA	ns	ns	ns
$C_{mic}$	ns	***	*
REB	***	ns	ns

*MO: materia orgánica, N: nitrógeno, P: fósforo disponible, EA: estabilidad de agregados,  $C_{mic}$ : Carbono de la biomasa microbiana, REB: respiración edáfica basal*

### 5.1 CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA

Estudiando la evolución del contenido de materia orgánica (MO), como se puede observar en el gráfico, no presentan diferencias significativas ninguno de los diferentes tratamientos a lo largo de los dos años de estudio.

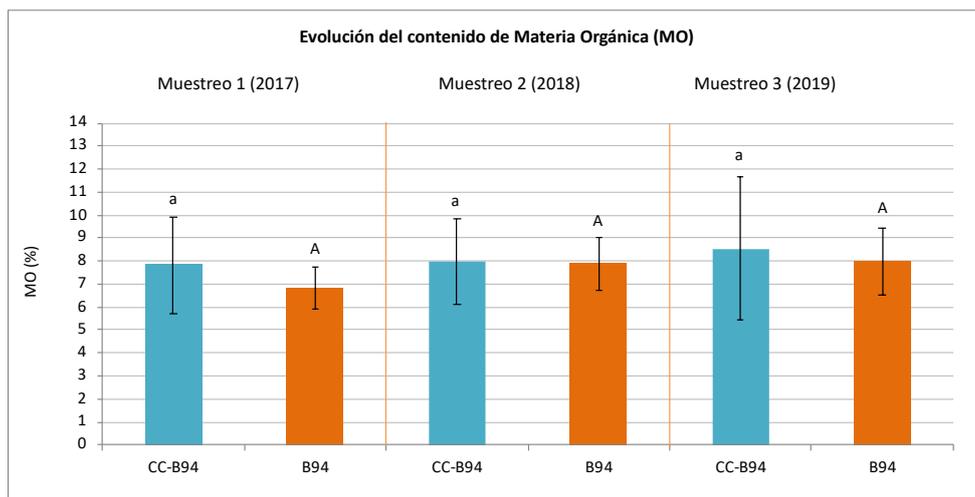


FIGURA 6. CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA (%) EN EL SUELO. LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE MUESTREOS PARA CADA TRATAMIENTO A  $P < 0,05$ : CLAREO (CC-B94) EN MINÚSCULAS Y CONTROL (B94) EN MAYÚSCULAS.

## 5.2 CONTENIDO DE NITRÓGENO

En el caso del contenido en nitrógeno pasa exactamente igual que en el contenido de materia orgánica (MO), no existen diferencias significativas entre los 3 muestreos realizados para tanto en control como en el clareo. Se puede observar en el muestreo 1 que en la zona del clareo CC-B94 el porcentaje es algo mayor que en la zona control B94, pero siendo la diferencia no significativa (Tabla 1).

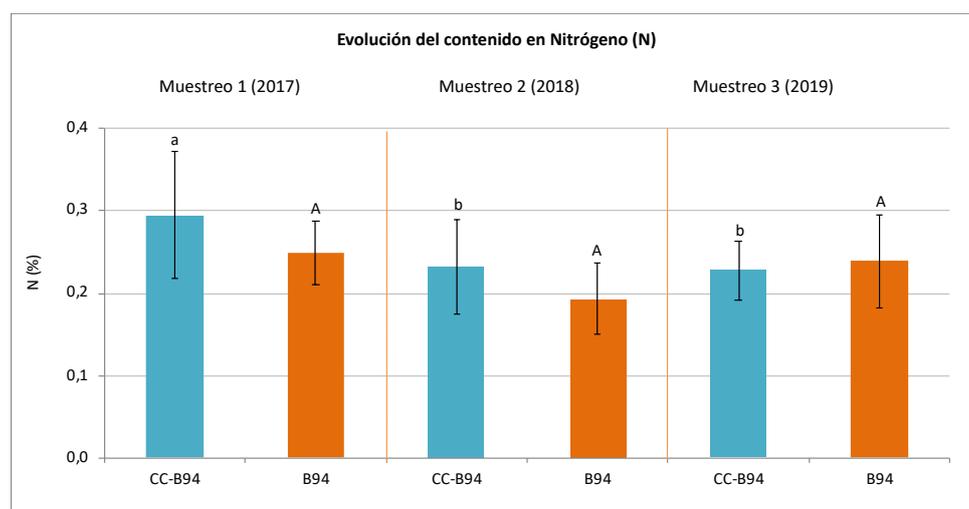


FIGURA 7. CONTENIDO DE NITRÓGENO (%) EN EL SUELO. LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE MUESTREOS PARA CADA TRATAMIENTO A  $P < 0,05$ : CLAREO (CC-B94) EN MINÚSCULAS Y CONTROL (B94) EN MAYÚSCULAS.

### 5.3 CONTENIDO DE FÓSFORO ASIMILABLE

En este caso se observa que el valor del fósforo asimilable ha ido aumentando con el paso del tiempo siendo más visible en el caso del control (B94) del muestreo 3, pero aumenta en los dos tratamientos sin diferencias significativas entre ellos para cada muestreo.

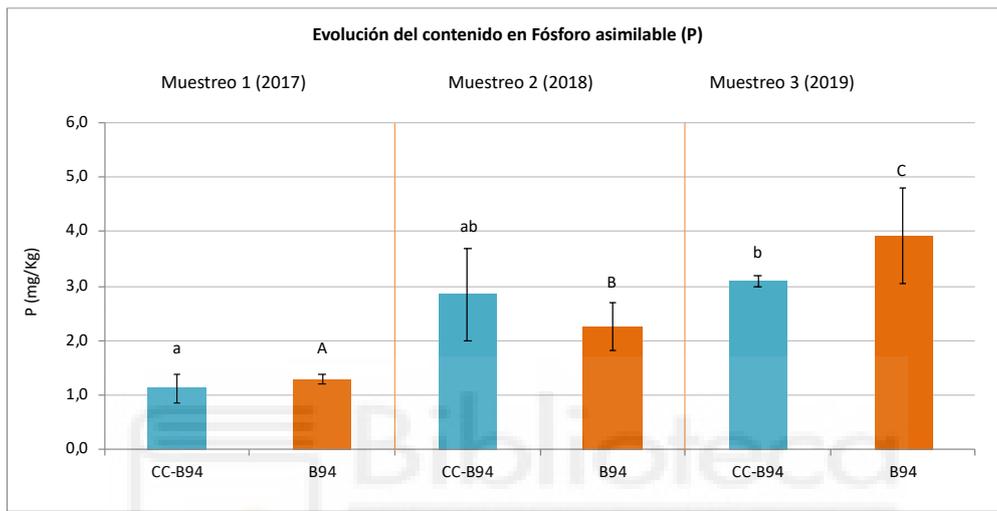


FIGURA 8. CONTENIDO DE FÓSFORO ASIMILABLE (mg/Kg) EN EL SUELO. LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE MUESTREOS PARA CADA TRATAMIENTO A  $P < 0,05$ : CLAREO (CC-B94) EN MINÚSCULAS Y CONTROL (B94) EN MAYÚSCULAS.

### 5.4 BIOMASA MICROBIANA

En el caso de la evolución de la biomasa microbiana se puede observar que si que hay diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0,05$ ) en la zona del clareo CC-C94 entre los diferentes muestreos. Los valores de la zona control parecen también con una tendencia a aumentar con el tiempo, pero siempre con valores menores respecto a la zona sometida a clareo. Esto se puede deber a que en la zona de clareo hay mas entrada de luz y probablemente de agua al suelo al no ser gran parte de las lluvias interceptada por densa masa de pinos que había.

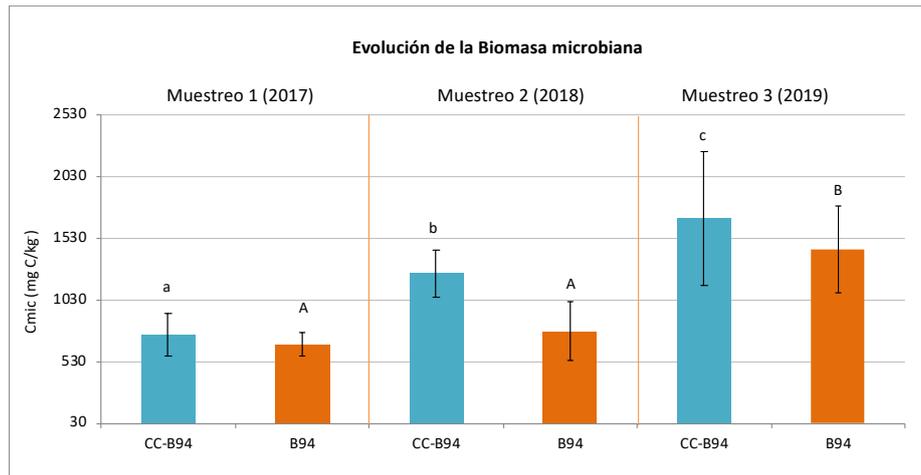


FIGURA 9. BIOMASA MICROBIANA (mg C/ Kg) EN EL SUELO. LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE MUESTREOS PARA CADA TRATAMIENTO A  $P < 0,05$ : CLAREO (CC-B94) EN MINÚSCULAS Y CONTROL (B94) EN MAYÚSCULAS.

## 5.5 RESPIRACIÓN EDÁFICA BASAL

En el caso de la respiración edáfica basal (REB) no se ha detectado ninguna diferencia entre tratamientos ni muestreos excepto en el muestreo 1, con unas diferencias significativas ( $p < 0,001$ ), inmediatamente después del tratamiento de clareo.

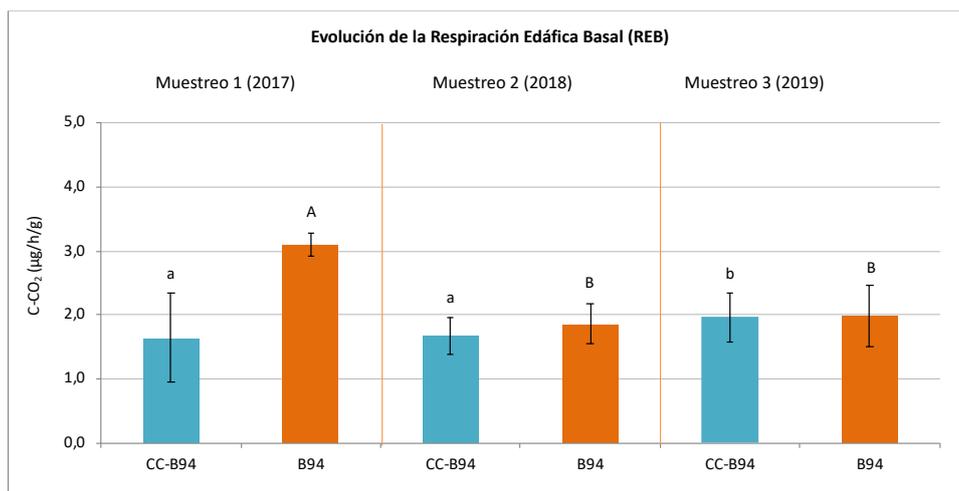


FIGURA 10. RESPIRACIÓN EDÁFICA BASAL (µg/h/g). LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE MUESTREOS PARA CADA TRATAMIENTO A  $P < 0,05$ : CLAREO (CC-B94) EN MINÚSCULAS Y CONTROL (B94) EN MAYÚSCULAS.

## 5.6 ESTABILIDAD DE AGREGADOS

En la Figura 11 se observa la evolución de la estabilidad de agregados donde se puede apreciar que los valores se mantienen estables a lo largo de todo el estudio, siendo los valores de la zona del clareo y control muy similares.

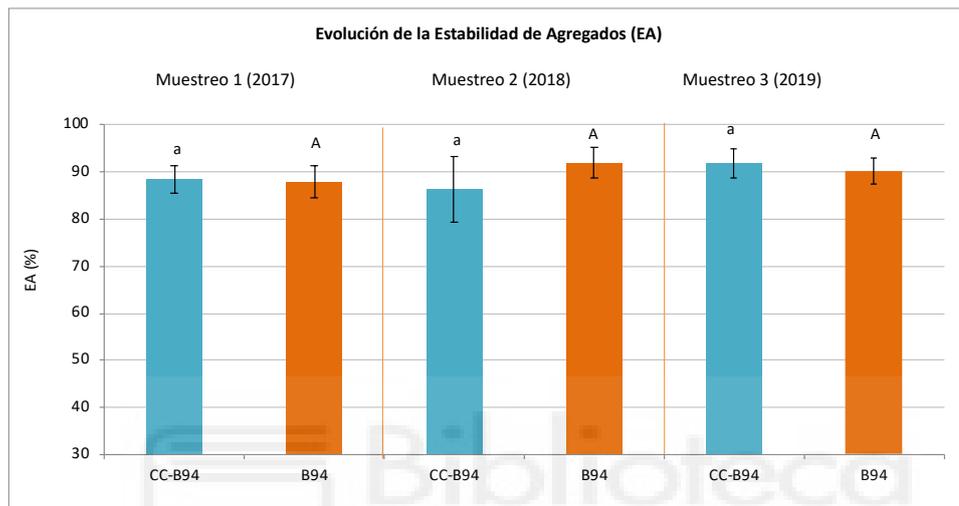


FIGURA 11. ESTABILIDAD DE AGREGADOS (%). LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE MUESTREOS PARA CADA TRATAMIENTO A  $P < 0,05$ : CLAREO (CC-B94) EN MINÚSCULAS Y CONTROL (B94) EN MAYÚSCULAS.

## 6. DISCUSIÓN

Las perturbaciones naturales a gran escala, incluidos los incendios forestales ocurren en intervalos variables en la mayoría de los ecosistemas en todo el mundo (Holling *et al.*, 1995; Bryant, 2001; Schoener *et al.*, 2004). La gestión forestal de las zonas quemadas debe abarcar planes estratégicos a corto, medio y largo plazo. En muchos casos, a corto plazo se realizan grandes esfuerzos para “limpiar” después de estas perturbaciones naturales (Robinson y Zappieri, 1999; Beschta *et al.*, 2004), realizando tratamientos como la saca de madera quemada. Estos tratamientos se realizan por diversos motivos que van desde el aprovechamiento de la madera, a evitar plagas en algunos casos, por motivos estéticos, en ocasiones con argumentos basados en ayudar a la recuperación del ecosistema (Sessions *et al.*, 2004), o incluso para disminuir el riesgo y amenaza de un nuevo incendio cuando ha quedado mucho combustible en la zona (Ne’eman *et al.*, 1997; Shore *et al.*, 2003). Estos tratamientos al poco tiempo de producirse el incendio pueden causar graves daños al ecosistema, empezando por el suelo, provocando una degradación de sus propiedades (García-Orenes *et al.*, 2017; Pereg *et al.*, 2018). En otras ocasiones no se realiza ninguna actuación a corto y medio plazo y al cabo de 20-30 años nos encontramos de nuevo con una masa forestal muy combustible debido a que se ha producido un regenerado muy denso. Este es un caso muy frecuente con el que nos encontramos ahora en pinares Mediterráneos que se quemaron en la década de los 90.

La selvicultura preventiva de incendios se fundamenta en la creación de discontinuidades en el combustible, tanto verticales como horizontales, que dificulten la propagación del fuego (Rigolot *et al.*, 2009). Dos tipos de tratamientos selvícolas se han aplicado extensamente en España: la “tríade” de clareo, poda y desbroce, y las fajas auxiliares, que son un tipo muy concreto de la mencionada tríade, con un clareo intenso y una distribución superficial en bandas paralelas a una estructura lineal, normalmente pista o cortafuego (Velasco, 2000).

El clareo semi-sistemático aplicado en la regeneración post-fuego de pino carrasco en zonas mediterráneas tiene un efecto positivo sobre el tamaño, crecimiento, biomasa y potencial reproductivo en caso de una regeneración excesiva. Dicho efecto se ve influenciado

por la exposición de la masa, es decir, dependerá del acceso al agua y nutrientes edáficos, así como la radiación recibida, entre otros factores que definen la exposición.

En la actualidad los claros se consideran intervenciones necesarias en las masas procedentes de regeneración, ya que con frecuencia presentan densidades iniciales muy elevadas. Normalmente se procura reducir el número de intervenciones a una o, a lo sumo, dos, en el caso de regenerados anormalmente densos (JCYL, 2003). La ausencia de tratamientos intermedios en estos pinares de repoblación da lugar a importantes problemas de inestabilidad biológica si se prolonga excesivamente, citándose los incendios, plagas, derribos por viento y nieve y estancamiento del crecimiento como los problemas más importantes (Solís, 2003).

Según algunos estudios realizados el tratamiento mejora el tamaño, la biomasa y el crecimiento anual del regenerado a corto plazo, lo que acelerará su madurez (Benito, 2011). Dicho efecto no es significativo en los dos primeros años del tratamiento, debido posiblemente al estrés producido en el regenerado por el tratamiento, pero en general a partir del tercer año mejoran las condiciones de la masa. Ese efecto positivo sobre el crecimiento anual se ve reducido al quinto año del tratamiento, pero en ese período de tiempo el crecimiento de un árbol aclarado es mayor que el de un árbol en una masa sin tratar.

Los estudios sobre los impactos de estos tratamientos en el suelo son sin embargo contradictorios en algunos casos. Se ha observado que la tala de madera mediante claros puede generar impactos ambientales, incluyendo una severa alteración de las propiedades hídricas del suelo que intensifican la frecuencia y magnitud de la escorrentía superficial y la erosión del mismo (Mohr *et al.*, 2013). Al igual que otros estudios (Siebers, 2019; Spaans *et al.*, 1989; Lal, 2005; Boyle, 1976; Nave *et al.*, 2010) afirman que la tala de una zona forestal es uno de los cambios más drásticos para el suelo, lo que conduce a cambios en sus condiciones y propiedades físicas, como el contenido de humedad o la estabilidad de los agregados, lo que facilita la liberación de partículas del suelo y finalmente aumenta las pérdidas de nutrientes. En algunos estudios después de 10 y 24 meses de la realización del claro han encontrado pérdidas de un 27% del N total (Huntington, 1990), el 32% del P (Yanai, 1998) o el 63% del S total (Piirainen *et al.*, 2004), como resultado de la utilización de claros.

Sin embargo, en nuestro estudio no se ha observado erosión destacable por la realización del clareo, al igual que la estabilidad de agregados no se ha visto afectada, quedando estabilizados los datos desde el primer momento de la realización del tratamiento.

El hecho de que no hayamos encontrado grandes diferencias en plazo de dos años desde el tratamiento en nuestro caso se puede explicar porque al realizar el clareo parte de los restos de madera se dejaron sobre el suelo a modo de mulch. La adición de residuos orgánicos al suelo se fundamenta en el principio de que las enmiendas aumentan el contenido de materia orgánica edáfica debido a los procesos de descomposición de éstas (Hueso-González *et al.*, 2017). A largo plazo, se podría esperar un aumento del porcentaje de agregados estables y un incremento de la porosidad (Ojeda *et al.*, 2015; Luna *et al.*, 2016), aunque en nuestro caso ya partimos de una estabilidad de agregados muy alta, que difícilmente va a poder aumentar más. A su vez, las implicaciones que estos cambios tendrían sobre la hidrología del sistema podrían suponer un aumento de las tasas de infiltración y un descenso por tanto de las tasas de erosión en episodios torrenciales (Lavee *et al.*, 1998).

La presencia de este acolchado y la topografía (antiguos bancales agrícolas) sería la explicación por la que no se haya observado una pérdida de estabilidad de agregados ni erosión destacable en nuestro estudio y a su vez no se haya visto reflejado tanto en la pérdida de nutrientes como en la pérdida de materia orgánica. Tampoco se ha visto un aumento en los valores de materia orgánica ni en la disponibilidad de nutrientes a excepción del fósforo, como otros estudios exponen sobre los residuos dejados in situ después de un clareo (Sterba, 1988), ya que en nuestro caso se dejaron solo las ramas más finas o el triturado.

De los estudios de la gestión post-incendio se sabe que normalmente el uso de maquinaria pesada para realizar un clareo (tala selectiva y saca), provoca una compactación del suelo que puede dificultar la recuperación de sus parámetros (García-Orenes *et al.*, 2017). El manejo de saca (cortar todos los troncos y extraerlos), ha sido comúnmente el más utilizado después del incendio, pero estudios recientes han demostrado que dicho tratamiento puede afectar a la función y regeneración del ecosistema (Donato *et al.*, 2006; Lindenmayer y Noss, 2006; Castro *et al.*, 2010; García-Orenes *et al.*, 2017).

En nuestro estudio tras dos años de la actuación del clareo, de los parámetros medidos el único que muestra diferencias significativas fue la biomasa microbiana, con valores más

altos. Por el contrario, en otros estudios realizados como es el de García-Orenes *et al.* (2017) se encontró que los valores obtenidos tras la saca de madera quemada eran muy diferentes y mucho más bajos. Esta diferencia puede ser causada por el momento en el que se hizo el tratamiento post-incendio, ya que en nuestro estudio se realizó en 2017 y el incendio tuvo lugar en 1994, por lo que no es lo mismo hacer una tala y saca al poco de un incendio, 6 meses como fue el caso reportado en García-Orenes *et al.* (2017), cuando el suelo es muy vulnerable, que años después del incendio como es nuestro caso.

El hecho de haber encontrado valores más altos en la biomasa microbiana lo atribuimos a que durante estos dos años desde el clareo, al suelo le ha podido entrar más agua procedente de las lluvias y ha recibido más radiación solar que la zona no tratada, ya que gran parte del agua de las lluvias queda interceptada por la vegetación sin llegar a incorporarse al suelo. Al reducir densidad de vegetación se favorece la incorporación de esa agua al suelo, más aún cuando sobre el suelo hay una cubierta de astilla de madera a modo de mulch. Más agua y más luz (calor) deben haber favorecido el aumento de la biomasa microbiana edáfica.



## 7. CONCLUSIÓN

Según los parámetros analizados, nuestros resultados demuestran que el haber realizado el tratamiento de clareo en la zona no ha perturbado de ninguna manera el suelo. No se han encontrado diferencias significativas entre los tratamientos para la mayoría de los parámetros estudiados a excepción de la respiración edáfica basal con diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) solo inmediatamente después del tratamiento de clareo, pero que se recuperan con el tiempo, y la biomasa microbiana que se puede observar que sí que hay diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0,05$ ), con valores algo más elevados en la zona tratada con clareo en los diferentes muestreos.

A modo de conclusión, se puede afirmar que, en este tipo de suelo, con una masa adulta de pinar que precisa un clareo por la densidad generada desde el último incendio (1994), el tratamiento realizado no tiene un efecto negativo en el suelo y si beneficia al ecosistema en general al crear una cierta discontinuidad de combustible como medida de prevención de futuros incendios forestales. Pensamos que los buenos resultados obtenidos se deben en parte a la protección y beneficios que genera la presencia de restos de madera sobre la superficie del suelo, así como la topografía, ya que los bancales construidos para los anteriores usos del suelo (agrícolas) juegan un papel fundamental en la conservación del suelo, frenando los procesos erosivos cuando el suelo queda desprovisto de vegetación por cualquier perturbación, ya sea el fuego, o como es este caso un clareo.

## 8. PROYECCIÓN FUTURA

Tras los análisis realizados y el estudio de los resultados, se podría decir que en este tipo de suelo el clareo no tiene ningún tipo de efecto negativo a medio plazo (2 años) en las propiedades edáficas. Por el contrario, su utilización es una herramienta muy efectiva como control de densidad, altamente recomendados para conseguir disminuir la ocurrencia de nuevos incendios y una herramienta fundamental en la gestión de las repoblaciones no sólo por su efecto en el crecimiento de la masa forestal, sino por que facilitan la regulación de la composición específica. Favorecer la presencia de otras especies mediante los clareos y posteriores tratamientos de regeneración puede ser una solución para aquellas masas de pino, tanto naturales como artificiales, en las que la especie presenta problemas de estancamiento, decaimiento, generalmente debidos a una densidad excesiva.

Sería interesante continuar algunos años más con el seguimiento para verificar los resultados y también pensamos que a nivel de biodiversidad, este tipo de técnica puede suponer un impacto positivo ya que disminuir la densidad de pinos en la zona podría dar lugar al crecimiento de otras especies, con una mayor diversidad en la cobertura vegetal. Por otro lado, también puede suponer un cambio de la diversidad microbiana edáfica que debería ser estudiada. Además, es necesaria más investigación sobre los efectos que tiene el clareo en el suelo, teniendo en cuenta otro tipo de suelos y las condiciones a las que éste está sometido, con o sin incorporación de restos de madera a modo de acolchado y en qué dosis.

## 9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguado, S., 2017. Estudio de la evolución temporal a corto plazo del manejo pre y post-incendio sobre propiedades microbiológicas del suelo. Trabajo de Fin de Grado. Ciencias Ambientales. Universidad Miguel Hernández
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J., García-Orenes, F., 2008. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena* 74, 219–226.
- 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 of the Total Environment*. 573: 1265-1274.
- Bates, B., Kundzewicz, Z.W., Wu, S., Palutikof, J., 2008. El cambio climático y el agua (No. 363.73874 C175ci). PNUMA, Ginebra (Suiza) Organización Meteorológica Mundial, Ginebra (Suiza).
- Benito, I.R., García, E.R., 2012. Respuesta de la regeneración post-fuego de "*Pinus halepensis*" Mill. A los tratamientos selvícolas en el sureste de España. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 34, 213-219.
- Beschta, R.L., Rhodes, J.J., Kauffman, J.B., Griesswell, R.E., Minshall, G.W., Karr, J.R., Perry, D.A., Hauer, E.R., Frissell, C.A., 2004. Postfire management on forested public lands of the western United States. *Conserv. Biol.* 18, 957-967
- Bodí, M.B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Doerr, S.H., 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 58: 33-55.
- Bond, W.J., Keeley, J.E., 2005. Fire as a global «herbivore»: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 387-394.
- Boyle, J.R., 1976. Whole Tree Harvesting: Impacts on Forest Site Quality. Tappi Annual Meeting, 24-26 February, New York. 29–32.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen total. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Madison, pp. 595-624.

- Brown, J.K., Smith, J.K., 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p.
- Carrascal Domínguez, R., 2019. Corrección micro-hidrológica en restauración post-incendio. En: III Congreso forestal de la CV: Gestión de incendios forestales en el contexto del cambio climático (p. 29). Universitat de València.
- Castro-Gómez, S., 2010. La *hybris* del punto cero: ciencia, raza e ilustración en la Nueva Granada (1750-1816). Editorial Pontificia Universidad Javeriana.
- Castro, J., Marañón-Jiménez, S., Sánchez-Miranda, A., Lorite, J., 2010. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. En: Proyectos de investigación en parques nacionales 2006-2009: 139-157.
- Castro, J., Navarro, R., Guzmán, J.R., Zamora, R., Bautista, S., 2009. ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio? Una práctica forestal poco estudiada. Quercus 281: 34-41.
- Castro, J., Sánchez-Miranda, A., Lorite, J., Zamora, R., 2008. Efectos de los tratamientos selvícolas 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.
- Dajoz, R., Álvarez, S. 2001. Entomología Forestal: Los insectos y el bosque: papel y diversidad de los insectos en el medio forestal. Mundi Prensa
- Donato, D.C., Fontaine, J.B., Campbell, J.L., Robinson, W.D., Kauffman, J.B., Law, B.E., 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. Science 311: 352.
- Flannigan, M.D., Stocks, B. J., Wotton, B.M., 2000. Climate change and forest fires. Science of the total environment, 262(3), 221-229.
- García-Orenes, F., Arcenegui, V., Chrenková, K., Mataix-Solera, J., Moltó, 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 years monitoring research. Science of the Total Environment. 586, 1057-1065.
- Gimeno-García, E., Andreu, V., Rubio, J.L., 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. European Journal of Soil Science, 51(2), 201-210.

- Giovannini, G., Lucchesi, S., 1983: Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. *Soil Science*, nº 136, 231-236.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M., 1990a: Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, 149, 344- 350.
- Giovannini, G., Lucchesi, S., Giachetti, M., 1990b. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality, In: *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives* (Goldammer, J. G. & Jenkins, M. J. eds.). The Hague, Edit. SPB Academic Publishing, 95-102.
- González, P.H., Murillo, J.F.M., Sinoga, J.D.R., 2017. Beneficios de los acolchados de paja y poda como prácticas para la gestión forestal de los montes mediterráneos. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, (43), 189-208.
- Gracia, M., Retana, J., 2004. Effect of site quality and shading on sprouting patterns of holm oak coppices. *Forest Ecology and Management*, 188 (1-3), 39-49.
- Holling, C.S., Schindler, D.W, Walker, B.W, Roughgarden, J., 1995. Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological primer and synthesis. Pages 44–83 in D. Pimentel et al., editors. *Biodiversity loss: economic and Ecological Issues*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Huntington, T.G., Ryan, D.F., 1990. Whole-tree-harvesting effects on soil nitrogen and carbon. *Forest Ecology and Management*. 31: 193–204.
- Hutto, R.L., 2006. Toward meaningful snag-management guidelines for postfire salvage logging in North American conifer forests. *Conservation Biology*, 20(4), 984-993.
- JCYL (Junta de Castilla y León), 2003. Plan Forestal de Castilla y León, tomo V3. Conservación y mejora de los bosques. Consejería de Medio Ambiente. 200 pp.
- Jiménez-Pinilla, P., Mataix-Solera, J., Arcenegui, A., Delgado, R., Martín-García, J.M., Lozano, E., Martínez-Zavala, L., Jordán, A., 2016. Advances in the knowledge of how heating can affect aggregate stability in Mediterranean soils: a XDR and SEM-EDX approach. *Catena* 147: 315-324.
- Keeley, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18(1): 116-126.
- Kutiel, P., 2006. Fire and ecosystem heterogeneity: A Mediterranean case of study. *Earth Surface Processes and Landforms* 19: 187-194.

- Kutiel, P., Naveh, Z. 1987. Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management* 20: 11-24.
- Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220: 242–258.
- Lindenmayer, D.B., Noss, R.F., 2006. Salvage logging ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 20: 949-958.
- Luna, L., Miralles, I., Andrenelli, M.V., Gispert, M., Pellegrini, S., Vignozzi, N., Solé-Benet, A., 2016. Restoration techniques affect soil organic carbon, glomalin and aggregate stability in degraded soils of a semiarid Mediterranean region. *Catena* 143, 256-264.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Tessler, N., Zornoza, R., Jordán, M., 2013. Soil properties as key factors controlling water repellency in fire-affected areas: Evidences from burned sites in Spain and Israel. *Catena* 108: 6-13.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de Valencia, pp: 25-53.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., Zavala, L.M., 2011. Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews* 109: 44-60.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Moral, R., 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire* 11: 107-114.
- Mohr, C.H.R. Coppus, A., Iroume, A., Huber, A., Bronstert., 2013. Runoff generation and soil erosion processes after clear cutting, *J. Geophys. Res. Earth Surf.*, 118, 814–831.
- Moody., J.A. Martin., D.A., 2009. Forest fire effects on geomorphic processes, In: *Fire effects on soils and restoration strategies* (Cerdà, A. y Robichaud, P.R., eds.). Enfield, Edit. Science Publishers, 41-79.
- Moreno, J. M. 2007. Cambio global e incendios forestales: una visión desde España. In *Actas de la 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales*, Madrid.
- Moya, D., González-De Vega, S., García-Orenes, F., Morugán-Coronado, A., Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., De las Heras, J., 2018. Temporal characterization of soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. forests. *Science of The Total Environment* 640: 42-51.

- Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., Curtis, P.S., 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259: 857–866.
- Naveh, Z., 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Vegetation*, 29, 199-208.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. Folliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122, 51-71.
- Ojeda, G., Ortiz, O., Medina, C.R., Perera, J.M. 2015. Carbon sequestration in a limestone quarry mine soil amended with sewage sludge. *Soil Use and Management* 31, 270-278.
- Pereg L., Mataix-Solera J., McMillan M., García-Orenes F., 2018. The impact of post-fire salvage logging on microbial nitrogen cyclers in Mediterranean forest soil. *Science of the Total Environment*. 619-620, 1079-1087.
- Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H., Starr, M., 2004. Effects of forest clear-cutting on the sulphur, phosphorus and base cations fluxes through podzolic soil horizons. *Biogeochemistry*. 69: 405–424.
- Prodon, R., Athias-Brinche, F., 1987. The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. In Trabaud, L. (ed). *The role of fire in ecological systems*, pp: 121-157. SPB Academic Publishing. Den Haag.
- Raison, R. J., Khanna, P. K., Jacobsen, K., L. S., Romanya, J. Serrasolses, I., 2009. Effect of fire on forest nutrient cycles, In: *Fire effects on soils and restoration strategies* (Cerdà, A. & Robichaud, P. R., eds.). Enfield, Edit. Science Publishers, 225-256.
- Rigolot, E., Fernandes, P., Rego, F., 2009. Managing Wildfire Risk: Prevention, Suppression. In Birot, Yves (Ed) *Living with Wildfires: What Science can tell us*. 49-52. EFI Discusión Paper. European Forest Institute
- Robinson, G., Zappieri, J., 1999. Conservation policy in time and space: lessons from divergent approaches to salvage logging on public lands. *Conservation Ecology* 3: 3.
- Ryan, K.C., DeBano, L.F., 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water*. Gen. Tech. Rep. rmrs-gtr-42 (4) U.S. Department of Agriculture, Forest service, Rocky Mountain research station. 250 pp.
- Schoener, T.W., Spiller, D.A., Losos, J.B., 2004. Variable ecological effects of hurricanes: the importance of seasonal timing for survival of lizards on Bahamian islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(1): 177-181.

- Sessions, J., P. Bettinger, R. Buckman, M. Newton, J. Hamann., 2004. Hastening the return of complex forests following fire: the consequences of delay. *Journal of Forestry* 102: 38–45.
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews* 74(3-4): 269-307.
- Siebers, N., Kruse, J., 2019. Short-term impacts of forest clear-cut on soil structure and consequences for organic matter composition and nutrient speciation: A case study. *PloS One* 14(8): e0220476.
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC
- Spaans, E.J.A., Baltissen, G.A.M., Bouma, J., Miedema, R., Lansu, A.L.E., Schoonderbeek, D., 1989. Changes in physical properties of young and old volcanic surface soils in Costa Rica after clearing of tropical rain forest. *Hydrol Process*. 3: 383–392.
- Velasco, L. 2000. Planificación de redes de áreas cortafuegos. Capítulo 14.2. En Vélez, Ricardo (Ed.); *La defensa contra los incendios forestales: fundamentos y experiencias*. Mc Graw Hill. Madrid.
- Wei, X., Kimmins, J.P., Peel, K., Steen, O., 1997. Mass and nutrients in woody debris in harvested and wildfire-killed lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 148-155.