

Trabajo Fin de Grado

Efectos a medio plazo de las quemas prescritas sobre la cantidad y la calidad de la materia orgánica del suelo y de propiedades físicas que dependen de ella.

Mid-term effects of prescribed burning on the amount and quality of the soil organic matter and related physical properties.

Autor/es

Isabel Casao Otal

Director/es

Oriol Ortiz Perpiñá

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2019

Índice

1. Introducción	1
1.1. Aprovechamiento tradicional de pastos y despoblación	1
1.2. Efectos del fuego sobre el suelo	2
1.3. La materia orgánica del suelo	4
2. Objetivos	5
3. Material y métodos	6
3.1. Área de estudio	6
3.2. Realización de las quemas prescritas	6
3.3. Muestreo	8
3.4. Análisis de laboratorio	9
3.4.1. Elementos gruesos	9
3.4.2. Contenido total de MO (C oxidable)	9
3.4.3. Contenido de C lábil (producción de CO ₂)	9
3.4.4. Contenido de C lábil (C soluble en H ₂ O caliente)	10
3.4.5. Densidad aparente	11
3.4.5. Diámetro medio de los agregados	11
3.4.6. Estabilidad estructural	12
3.4.7. pH y conductividad eléctrica	12
3.5. Análisis estadístico de los datos	12
4. Resultados	13
4.1. Elementos gruesos	13
4.2. Densidad aparente	13
4.3. Diámetro medio de los agregados	13
4.4. Estabilidad estructural	14
4.5. pH	14
4.6. Conductividad eléctrica	15
4.7. Stock de C	15
4.8. C oxidable	16
4.9. C soluble	16
4.10. Respiración	17
4.11. CMC	17
5. Discusión	18
5.1. Variabilidad entre zonas	18
5.2. Significación estadística	19
5.3. Efectos de la quema	19

5.3.1. Efectos a los 2.5 años	19
5.3.2. Efectos a los 5 años	21
5.4. Implicaciones en el manejo de las quemas prescritas	22
6. Conclusiones.....	23
7. Bibliografía	25

Índice de figuras

Figura 1: Situación espacial del área de estudio	6
Figura 2: Variación en la proporción de elementos gruesos (g/kg)	13
Figura 3: Variación de la densidad aparente (g/cm ³).....	13
Figura 4: Variación del diámetro medio de los agregados (mm).....	14
Figura 5: Variación de la estabilidad estructural (%).....	14
Figura 6: Variación del pH	15
Figura 7: Variación de la conductividad eléctrica (μS/cm).....	15
Figura 8: Variación en el stock de C (kg/m ²).	16
Figura 9: Variación del C oxidable (g/kg).....	16
Figura 10: Variación de la fracción de C soluble (gC _{sol} /gC).....	17
Figura 11: Variación en la respiración (mg C/kg·día)..	17
Figura 12: Variación en CMC (mg C/g C· día)	18

Índice de tablas

Tabla 1: : Características generales de la zona de estudio y las quemas prescritas..	7
Tabla 2: : Tipos de muestras que se han obtenido en la prospección de campo y nomenclatura utilizada para su etiquetado.....	8

Resumen

Amplias áreas del Pirineo ocupadas por pastos subclimáticos se han visto colonizadas en los últimos años por especies arbustivas, en lo que se conoce como matorralización, y que constituye un estado de transición hacia la recuperación de la masa forestal. Una de las especies más frecuentes que protagonizan este proceso es el erizón (*Echinopartum horridum*), un arbusto espinoso que tapiza grandes extensiones en el Pirineo central. La matorralización incrementa el riesgo de incendios forestales y reduce la biodiversidad, por lo que en el Pirineo central se realizan quemas prescritas para la recuperación de los pastos.

Aunque las quemas se realizan en condiciones controladas y por ello suelen ser de baja severidad, se han descrito efectos relevantes sobre la materia orgánica y, sobre todo, la actividad biológica, limitados sin embargo a la porción más superficial del suelo. La pérdida de materia orgánica que causa el fuego puede desencadenar, no obstante, procesos de degradación de las propiedades físicas del suelo, que pueden acabar por generar procesos graves de erosión.

Por ello, el objetivo fundamental de este trabajo consiste en monitorizar los efectos a corto (2.5 años) y a medio (5 años) plazo de una quema prescrita de erizón, particularmente para evaluar los cambios en el tiempo en la cantidad y la calidad de la materia orgánica (respiración del suelo, carbono soluble) y en propiedades físicas asociadas a ella (densidad aparente, diámetro medio ponderado de los agregados, estabilidad estructural).

El estudio se ha realizado en dos zonas experimentales de Yebra de Basa (Santa Orosia y Puerto Sobás), en las que se han tomado muestras inalteradas de suelos quemados y controles bajo prado y bajo erizón. Los resultados muestran, a los 2.5 años, una conservación de los niveles de materia orgánica oxidable, aunque incrementa su proporción soluble. También se detecta a los 2.5 años un incremento en la conductividad eléctrica, debido probablemente a la incorporación de cenizas. A los 5 años se detecta un notable incremento en el contenido de materia orgánica del suelo, aunque se reduce su fracción soluble, lo que, asociado a un menor coeficiente de mineralización del carbono, sugiere que en este momento la materia orgánica es más recalcitrante y menos disponible para los microorganismos del suelo. También a los 5 años, el aumento en la proporción de elementos gruesos sugiere que se pueden estar produciendo procesos incipientes de erosión.

Los resultados que se presentan sugieren que a los 2.5 años se desarrolla una gran actividad biológica en el suelo, que puede facilitar la regeneración del pasto, pero que, sin embargo, a los 5 años el suelo es mucho menos activo y, de no haberse recuperado la cubierta herbácea, su regeneración puede ser más costosa.

Palabras clave: matorralización, carbono orgánico soluble, densidad aparente, diámetro medio ponderado y recuperación de pastos.

Abstract

Large areas of the Pyrenees occupied by subclimaceous grasslands have been colonized in recent years by shrubs, a process known as shrub encroachment, which constitutes a transitional state towards the recovery of the forest ecosystem. One of the most frequent species leading shrub encroachment is the so-called erizón (*Echinospartum horridum*), a dwarf thorny bush that covers large areas in the central Pyrenees. The shrub encroachment increases the wildfire risk and reduces biodiversity, so that in the central Pyrenees, prescribed burnings are conducted to recover pasturelands.

Although prescribed burnings are carried out under controlled conditions, which usually cause low severity impacts, relevant effects on soil organic matter, and, above all, biological activities have been described, limited to the most superficial portion of the soil. However, the loss of organic matter caused by fire during a prescribed burning can, however, trigger degradation processes affecting the physical properties of the soil, which can lead to serious erosion processes.

Therefore, the main objective of this work was to monitor the short-term (2.5 years) and mid-term (5 years) effects of a prescribed burning of erizón, and particularly to assess changes in the amount and the quality of the soil organic matter (soil respiration, soluble carbon) and on some related physical properties (bulk density, mean weight diameter of aggregates, aggregate stability).

This work has been carried out in two experimental sites in Yebra de Basa (Santa Orosia and Puerto Sobás), in which unaltered soil samples of burned and control soils have been taken under meadow and under erizón. The results from 2.5 years after burning showed a conservation of the amount of oxidizable soil organic matter, although its soluble proportion tended to increase. An increase in electrical conductivity was also detected at this time, probably due to the incorporation of ashes. Five years after burning, a noticeable increase in the soil organic matter amount was detected, although its soluble fraction was reduced. This fact, associated with a decrease of the carbon mineralization coefficient, suggests that at this time the soil organic matter was more recalcitrant and less available for soil microorganisms than early after burning. Also at 5 years, the increase in the proportion of coarse elements suggest that incipient soil erosion processes may be occurring.

Our results suggest that high biological activity characterizes the burned soil 2.5 years after burning, which can facilitate the regeneration of the grassland. However, 5 years after burning the soil organic matter is less active, which can slow down the revegetation.

Key words: shrub encroachment, soluble organic carbon, bulk density, mean weight diameter and pastureland reclamation.

1. Introducción

1.1. Aprovechamiento tradicional de pastos y despoblación

Los pastos del Pirineo Central son, mayoritariamente, comunidades no climáticas que han persistido durante muchos años gracias a la actividad ganadera y a la persistencia de los ganaderos que, mediante desbroce o el uso del fuego, han evitado su transición hacia comunidades forestales (Fillat, 2008).

Durante la segunda mitad del siglo XX, gran parte de la población rural en general, y Pirenaica en particular, emigra a las ciudades en busca de trabajo. Este fenómeno de éxodo rural conllevó el abandono y envejecimiento de pueblos de montaña (Montserrat y Villar, 1999) y una considerable reducción de la actividad ganadera.

En estos pueblos el desarrollo económico se basaba en la ganadería y la agricultura, lo que modificó el paisaje para crear pastos para el ganado y zonas de cultivo, se talaban árboles para usar de combustible y material de construcción, etc. Aun cuando el clima no era estable, esta evolución del paisaje se atribuye a la acción del hombre para transformarlo a su antojo (Sanz et al., 2011).

El abandono de estas actividades ha causado cambios tanto en la cubierta vegetal como en el paisaje, pasando de pastizales y campos de cultivo a matorrales de sucesión y masas de bosques (Poyatos et al., 2003) en espacios donde hay ausencia de pastoreo o con muy baja carga, provocando que este proceso de revegetación sea el aspecto principal de la dinámica natural y paisajística actual en el Pirineo (Vicente-Serrano et al., 2000).

La revegetación del Pirineo está condicionada por una serie de factores, siendo el principal los cambios socioeconómicos que han conducido a ese abandono del espacio agrícola. Sin embargo, existen otros factores clave como la gestión de repoblaciones forestales favoreciendo el aumento de bosques (Lasanta et al., 2007) y la gestión del ganado, manteniendo la cubierta herbácea en sectores muy pastoreados (Lasanta et al., 2000 y 2005). Las zonas que han sido utilizadas tradicionalmente de forma más intensiva son las que han experimentado mayor cambio en la vegetación (Lasanta et al., 2007).

En el caso de los pastos de montaña, la ausencia y/o descenso de la carga ganadera, por falta de pastores o rentabilidad, y la prohibición del uso del fuego han provocado que los matorrales leñosos hayan colonizado los espacios que antes eran ocupados por prados. A este fenómeno se le denomina matorralización y, aunque es un proceso natural tras el paro de una actividad antrópica, tiene consecuencias negativas como el empobrecimiento de pastos, pérdida de alimento para el ganado o el incremento de riesgo de incendio por acumulación de combustible (Caballero et al., 2010; de Ory, 1993; Gartzia et al., 2014).

En el Pirineo Central, la matorralización es causada principalmente por el boj (*Buxus sempervirens*), la aliaga (*Genista scorpius*), el enebro (*Juniperus communis*) y el erizón (*Echinopartum horridum*), arbusto de la familia *Fabaceae* (leguminosa). Este arbusto puede alcanzar unos cincuenta centímetros de altura, un diámetro de un metro y posee una raíz principal pivotante acompañada de raíces finas que permiten su expansión lateral, colonizando rápidamente amplias superficies. Los tallos espinosos se secan tras el primer año y permanecen en las ramas por lo que bajo la cubierta verde se acumula biomasa inflamable (Montserrat et al., 1984). El erizón es uno de los arbustos más abundantes y se expande por los pastos abandonados, acompañado del boj en solanas entre 800 y 1800 metros de altitud, donde forman comunidades mixtas (Badía et al., 2017). Esta especie puede ser consumida por rumiantes en

los primeros meses de crecimiento de la planta ya que todavía no se habrán desarrollado las espinas y tiene una digestibilidad similar al pasto (Marinas y González, 2008). Una vez que la planta es adulta, el ganado solo puede ramonear las flores y los brotes más tiernos (Montserrat et al., 1984).

Aunque la matorralización por el erizón se considera una fase de tránsito del pasto al bosque, su elevada inflamabilidad y acumulación aérea de necromasa genera un riesgo elevado de incendio. Por eso se plantean alternativas de control de la matorralización, como el desbroce mecánico o la quema prescrita (Badía et al., 2017), siendo más económica y útil esta última en estas zonas (Goldammer y Montiel, 2010).

Las quemas prescritas se pueden definir como “la quema planeada de una superficie específica para alcanzar un objetivo preciso, la cual se realiza bajo condiciones controladas y favorables y que representa, en consecuencia, menor riesgo que una quema tradicional” (Fernandes et al., 2013). Estas quemas están destinadas a disminuir la cantidad de combustible forestal, con el objetivo de minimizar la gravedad y extensión de incendios o a facilitar la germinación y crecimiento de ciertas especies. Se realizan cuando el suelo y el combustible están lo suficientemente húmedos para que sean quemas con baja severidad, al contrario que los incendios que ocurren cuando hay gran cantidad de combustible seco, por lo que tienen gran severidad (Certini, 2005).

1.2. Efectos del fuego sobre el suelo

La extensión y duración de los efectos de las quemas dependen principalmente de la intensidad y duración del fuego, y están influenciados por los parámetros ambientales que determinan el proceso de combustión (Certini, 2005). Por eso, las quemas prescritas se realizan en condiciones favorables de humedad del combustible y del suelo, temperatura y topografía (Molina, 2009) en las que el impacto sobre el suelo sea leve (Vega et al., 2005). El período de tiempo en el que se dan las condiciones favorables para la realización de las quemas se denomina ventana de prescripción.

Por la acción del fuego, el suelo puede sufrir cambios directos producidos por el calentamiento, afectando a sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Certini, 2005; Mataix-Solera et al., 2007 y 2011), especialmente a la materia orgánica del suelo (MOS) y a las comunidades microbianas (González-Pérez et al., 2004; Mataix-Solera et al., 2009). Pero el fuego también puede ocasionar cambios indirectos en el suelo como resultado de la nueva situación microclimática tras la pérdida de cubierta vegetal, que puede afectar también al balance de materia orgánica y nutrientes, siendo éste más susceptible a erosión hídrica y eólica (Mataix-Solera, 1999).

Ante fuegos de severidad baja, se suelen observar aumentos en la productividad vegetal por la acumulación de materia orgánica parcialmente pirolizada y cenizas, que a menudo presentan concentraciones elevadas de nutrientes, variando en función del tipo de vegetación que se haya quemado (Raison, 1979), y la liberación de nutrientes a formas inorgánicas (Bodí *et al.*, 2014; Santín y Doerr, 2016). Este es el efecto fertilizante buscado en el manejo del fuego como generador de pastos (Mataix-Solera y Guerrero., 2007).

En términos generales, los impactos causados por las quemas prescritas se pueden estudiar de una forma más precisa que los causados por los incendios forestales. Al ser actuaciones programadas, permiten la realización de una caracterización detallada de la zona previa y posterior al fuego, y analizar qué parámetros han variado (calidad) y en qué medida (cantidad).

El muestreo previo a la quema permite seleccionar qué zonas son más representativas o corresponden a casos particulares y, por tanto, es más interesante estudiar. Se considera que el impacto del fuego en una quema prescrita solo afecta a los primeros centímetros del suelo (San Emeterio et al., 2014), sin embargo, se ha llegado a estudiar hasta 15 centímetros (Badía et al., 2014a). La topografía, vegetación o condiciones atmosféricas pueden variar entre zonas o a lo largo del desarrollo de la quema, por lo que las características de la quema también variarán. Esta variabilidad determinará tanto la velocidad y la energía que se libera durante la quema (Albini, 1976; Alexander, 1982; Chandler et al., 1991), como la temperatura alcanzada y el tiempo de residencia (Mataix-Solera y Guerrero, 2007) y, por lo tanto, el grado de afección sobre las propiedades edáficas (Certini, 2005). Los principales efectos del fuego sobre el suelo pueden apreciarse en:

1. Las propiedades físicas, que pueden ser usadas como indicadores de la calidad del suelo (Cruz et al., 2004). Entre las propiedades que se ven modificadas, se puede encontrar:
 - a. Alteraciones en la cantidad y tipo de materia orgánica, sobre todo en la capa más superficial (Girona-García et al., 2018a). Se puede encontrar una disminución de la MO inmediatamente después del fuego, pero a largo plazo se va recuperando (Certini, 2005).
 - b. La estabilidad estructural puede incrementarse en fuegos leves o moderados ya que se forma una película hidrofóbica en la capa externa de los agregados (Mataix-Solera and Doerr, 2004), pero a altas temperaturas puede disminuir (Badía y Martí, 2003) o verse inalterada (Girona-García et al., 2018c).
 - c. La densidad aparente aumenta después de las quemaduras debido al sellado de los poros del suelo por las cenizas y por la liberación de minerales arcillosos procedentes de los agregados (Giovannini et al., 1988; Durgin y Vogelsang., 1984). Esto produce un descenso en la permeabilidad y la capacidad de retención del agua y, como consecuencia, un incremento de la escorrentía y del riesgo de erosión superficial (Martin y Moody, 2001).
 - d. El fuego vaporiza sustancias orgánicas que se condensan en capas más profundas donde la temperatura es menor, formando una capa hidrofóbica que puede provocar un aumento en la escorrentía (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).
 - e. La textura se puede ver alterada por la modificación de los minerales debido a temperaturas elevadas (Iglesias, 1993) o por la pérdida de elementos finos por erosión y el consecuente aumento relativo de los gruesos (Llovet et al., 1994).
 - f. El suelo se puede ennegrecer por la incorporación de cenizas si la combustión es incompleta o, si el fuego ha tenido gran severidad, verse de un color blanquecino porque las cenizas tienen prácticamente composición mineral (Mataix -Solera y Guerrero, 2007). Esto afecta a la cantidad de radiación solar que el suelo capta o refleja, y puede por lo tanto afectar a propiedades tan diversas como la temperatura del suelo, la disponibilidad de agua o la actividad biológica.
2. El fuego puede alterar las siguientes propiedades químicas:
 - a. El pH del suelo aumenta debido a la adición de cenizas (Badía y Martí, 2003) que aportan carbonatos, cationes básicos y óxidos (Ulery et al., 1993). Con el tiempo, los valores pueden descender por la desaparición de las cenizas por escorrentía o incorporación al suelo (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

- b. La conductividad eléctrica aumenta por la incorporación y solubilización de las cenizas (Badía y Martí, 2003), aunque si la quema es poco severa puede no variar directamente por efectos del fuego (Girona-García et al., 2018a).
 - c. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es un parámetro que indica la capacidad de un suelo para retener y suministrar nutrientes (Zornoza et al., 2007). Puede reducirse debido a la pérdida de materia orgánica (Certini, 2005; Mataix-Solera y Guerrero, 2007), sin embargo otros autores indican un aumento (González-Pérez et al., 2004).
3. Se pueden producir cambios biológicos sobre el suelo como:
- a. El efecto directo del fuego causa la pérdida de gran cantidad de microorganismos de las capas más superficiales (Armas-Herrera et al., 2016 y 2018; Girona García et al., 2018b).
 - b. La eliminación de vegetación por acción del fuego aporta materia orgánica al suelo, pero deja al suelo más desprotegido frente a procesos erosivos (Badía y Martí, 2008).

1.3. La materia orgánica del suelo

La materia orgánica del suelo (MOS) se forma con la transformación y descomposición de material animal y vegetal (Bot y Benites, 2005; Cotrufo et al., 2015). Tiene efectos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo al contribuir, entre otros, a la fertilización del suelo mediante la retención de agua y nutrientes para las plantas o favoreciendo la estructuración del suelo (Bot y Benites, 2005; Lehmann y Kleber, 2015).

En términos muy generales, los suelos minerales contienen un 2-10% de materia orgánica que, a pesar de ser una cantidad baja, es muy importante desde un punto de vista cualitativo (Bot y Benites, 2005). El contenido de MOS es el resultado de un balance entre el aporte de hojarasca y biomasa muerta, y la descomposición y lixiviación de compuestos orgánicos solubles (Vallejo et al., 2005). Los organismos heterótrofos del suelo usan la MOS como fuente de C y de energía y, al hidrolizarla, se liberan nutrientes que pueden ser aprovechados por las plantas; este proceso se denomina mineralización (Bot y Benites, 2005).

Durante una quema, el mayor impacto sobre el suelo es la pérdida de materia orgánica (Certini, 2005) al afectar a la microbiota del suelo, que es la responsable del ciclo de MOS (Armas-Herrera et al., 2018). Sin embargo, los efectos sobre el contenido total de materia orgánica son variables al depender de factores como intensidad, pendiente o tipo de fuego (González-Pérez et al., 2004) que pueden destruir casi por completo la MOS o incrementarla hasta un 30% en los centímetros más superficiales (Chandler et al., 1983; Knicker, 2007).

Los estudios apuntan a que el contenido de materia orgánica se ve afectado de manera importante en el primer centímetro justo después del fuego (González-Pérez et al., 2004), pero tiene poca repercusión sobre el contenido global de nutrientes (Girona-García et al., 2018a), e incluso si el fuego alcanza altas temperaturas, éstos se mineralizan al tener una tasa baja de C/N (Baird et al., 1999) y las plantas pueden adquirirlos con mayor facilidad (Badía y Martí, 2003). El enriquecimiento a corto plazo del contenido de materia orgánica y de nutrientes disponibles tras una quema prescrita se debe a los inputs que aportan los restos carbonizados (Knicker, 2007; Mataix-Solera et al., 1999a), ya que se encuentran en componentes de las cenizas solubles en agua y están protegidos por los restos de hojarasca que permanecen en superficie evitando la erosión (Fernández et al., 2012; González-Pérez et al., 2004; Vega et al., 2005).

Las pérdidas de MOS persisten durante un tiempo debido a las elevadas tasas de descomposición, que se intensifican por la liberación de los nutrientes por el fuego y se aceleran por el calentamiento del suelo tras la eliminación de la cubierta vegetal. Sin embargo, se ha observado que los valores iniciales de MOS se pueden recuperar a corto o medio plazo recuperando la tasa de C/N original (Armas-Herrera et al., 2018).

Diversos estudios han analizado el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) tras el fuego y se pueden encontrar tanto descensos (Armas-Herrera et al., 2016; Fernández et al., 1997) como aumentos (Larroulet et al., 2016; Úbeda et al., 2005) o la inexistencia de diferencias (Alexis et al., 2007). Generalmente, el COS se reduce después de las quemas intensas y puede aumentar con fuegos de baja intensidad (Mataix-Solera et al., 2002a; Bará y Vega, 1983; Fernández et al., 1997) debido a la incorporación tardía de material parcialmente carbonizado y cenizas (Badía et al., 2014 y 2017; González-Pérez et al., 2004). A largo plazo se observan descensos del COS, posiblemente por el aumento de mineralización (Alcañiz et al., 2016). La relación C/N aumenta a medida que se eleva la temperatura alcanzada (Mataix-Solera y Guerrero, 2007), probablemente por la pérdida de compuestos nitrogenados por volatilización.

La intensidad del fuego afecta significativamente a la escorrentía y erosión (Vega et al., 2005), cuanto más tarde la vegetación en volver a colonizar la zona, mayor tasa de erosión se producirá sobre el suelo. Si las primeras lluvias tras la quema son muy intensas, el suelo se empobrecerá por la erosión de los restos de materia orgánica, semillas y nutrientes en las cenizas. Por ello, si un suelo no es degradado por efecto directo del fuego, puede ser degradado si la recolonización vegetal es lenta (Guerrero et al., 2007). Las quemas prescritas dejan muchos residuos en superficie, por lo que la protección inicial del suelo recae en los restos vegetales muertos y, con el tiempo, en la vegetación que recrece (Badía et al., 2017).

2. Objetivos

En los últimos años se ha evaluado en mayor medida el efecto de las quemas prescritas y sus efectos sobre las propiedades del suelo, pero la mayoría de estudios solo contemplan las variaciones a corto plazo. El objetivo general de este proyecto es estudiar el efecto a corto y medio plazo, para tener más información de lo que ocurre con el paso del tiempo y poder intuir como van a evolucionar los pastos tratados mediante quemas.

Para ello, se van a evaluar los efectos de dos quemas prescritas de *Echinopartum horridum* realizadas en diferentes años sobre la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo y de algunas propiedades físicas que dependen de ella.

Del objetivo general derivan los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar el impacto que tienen las quemas prescritas sobre el contenido y calidad de la materia orgánica y su evolución en el tiempo (2.5 y 5 años).
2. Estudiar las propiedades físicas edáficas asociadas a la materia orgánica (densidad aparente, estabilidad estructural, etc.) que son indicadores de la calidad del suelo y su evolución a medio plazo.

3. Material y métodos

3.1. Área de estudio

Las quemas prescritas y la toma de muestras (suelos quemados y suelos control), se sitúan en el municipio de Yebra de Basa, Huesca, situada en el Pirineo Central a una altitud de 1480 msnm y coordenadas 42°30'55.0" N, 0°15'47.9" W. Se registra una temperatura media anual de 8,3°C y 1015 mm de precipitación media. Según la IUSS Working Group WRB (2014) el suelo se clasifica como Cambisol leptic, desarrollado sobre conglomerados del Eoceno superior. El mosaico de vegetación está formado mayoritariamente por matorrales como *Echinopartum horridum* y especies herbáceas como *Festuca nigrescens* Lam., o *Trifolium pratense* L. (Girona-García et al., 2019).

Las dos quemas estudiadas (figura 1) se llevaron a cabo en los alrededores de la ermita de Santa Orosia, situada a 1606 msnm (quema de 2014) y Puerto Sobás, situada a 1550 msnm (quema de 2016).

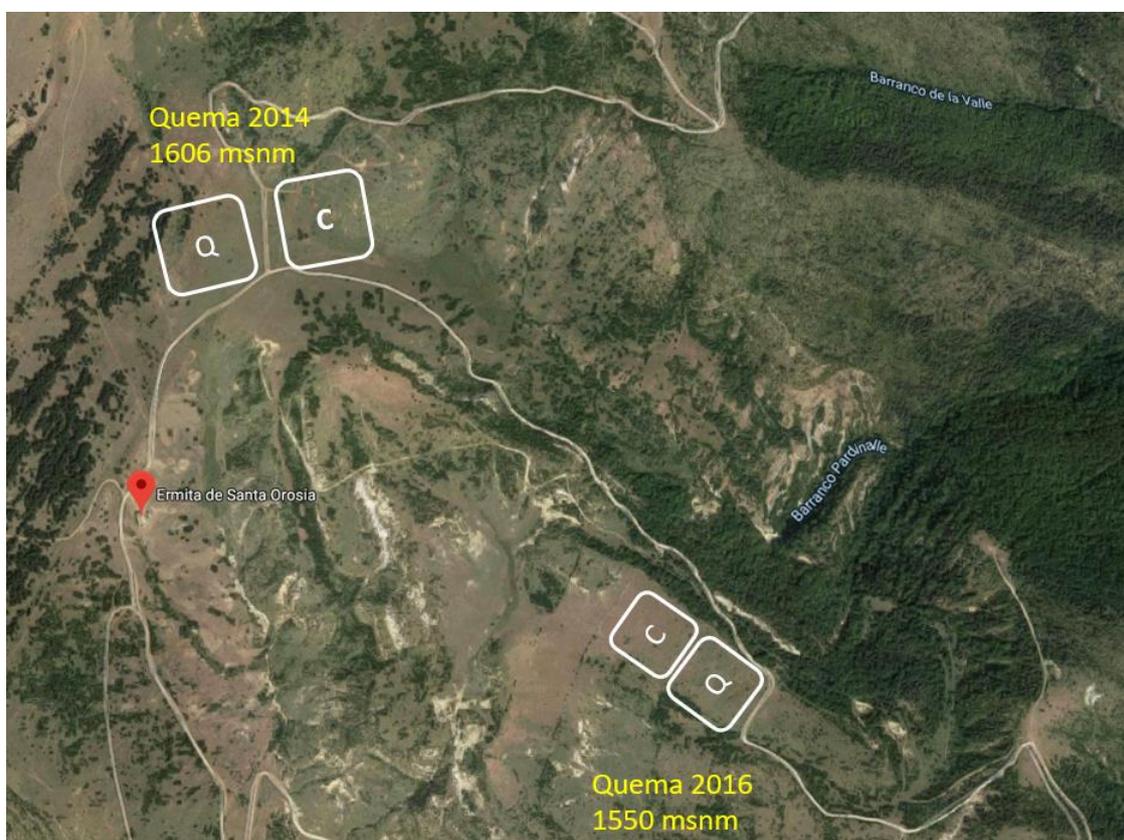


Figura 1: Situación espacial del área de estudio

3.2. Realización de las quemas prescritas

Las quemas fueron realizadas por bomberos cualificados del EPRIF (Equipo de Prevención Integral de Incendios Forestales) de Huesca y de la BRIF (Brigadas de Refuerzo contra Incendios Forestales) de Daroca. Se llevaron a cabo cuando las condiciones ambientales eran adecuadas según los parámetros establecidos para *Echinopartum horridum*: ausencia de lluvias fuertes

antes de la quema, humedad relativa del aire entre 35-70%, temperatura entre 5-15°C y velocidad del viento entre 5-10 km h⁻¹ (Girona-García et al., 2019).

En la siguiente tabla (tabla 1) se recogen las características generales de la quema de Puerto Sobás en 2016, en la que fueron quemadas 2,2 ha con una velocidad de propagación del fuego de 1,43 ha h⁻¹. De la quema de primavera de 2014 no se registraron datos, pero se presupone que fue realizada bajo características de actuación similares a las de la quema de Puerto Sobás.

La quema fue relativamente rápida (1,43 ha/h), y aunque se alcanzó una temperatura máxima en superficie de 595°C, es destacable que solamente se registraron temperaturas por encima de 200°C durante 2,33 minutos, por lo que se puede considerar que la quema fue poco severa. Otro parámetro que parece apuntar en la misma dirección es el escaso cambio en el contenido de humedad en el suelo, que pasó de un 29% antes de la quema a un 27.5% tras el paso del fuego.

Tabla 1: Características generales de la zona de estudio y las quemas prescritas. El análisis de temperatura comprende el tiempo transcurrido desde que se detectó un aumento de temperatura hasta que se estabilizó durante el enfriamiento. Nota: el contenido de agua en el suelo está expresado como la media ± la desviación estándar de las réplicas que corresponden a los puntos de muestreo, cuatro en este caso. Extraído de Girona-García et al., 2019.

Coordenadas	42°30'55.0" N 0°15'47.9" W
Elevación (msnm)	1480
Temperatura media anual (°C)	8,3
Precipitación media anual (mm)	1015
Orientación	S
Pendiente media (%)	5
Clasificación del suelo (IUSS WRB 2014)	Cambisol léptico
Cubierta de erizón (%)	75
Carga de combustible estimada (kg m ⁻²):	
Biomasa aérea	9,24
Hojarasca (OL + OF)	1,62
Fecha de la quema	Diciembre 2016
Superficie quemada (ha)	2,2
Velocidad del viento (km h ⁻¹)	10-15
Técnica de quema	Quema favor
Altura de la llama (m)	1-3
Longitud de la llama (m)	1,5-3
Velocidad de la quema (ha h ⁻¹)	1,43
Temperaturas en la superficie:	
Temperatura máxima (°C)	595
Temperatura inicial (°C)	4,9
Temperatura final (°C)	10,2
Duración (min)	
< 60°C	24,9
60-100°C	1,33
100-200°C	1,50
200-300°C	0,83
300-400°C	1,25
>400°C	0,25

Contenido en agua del suelo antes del fuego (% , 0-1 cm)	29,0 ± 3,3
Contenido en agua del suelo tras el fuego (% , 0-1 cm)	27,5 ± 10,2

4.3. Muestreo

Las muestras control (C) se han recogido en un área muy próxima (<10 m) y con características similares a las zonas donde se realizaron las quemas. Las muestras de quema (Q) se han recogido en las zonas donde se realizaron las quemas. Para simplificar, la quema de 2016 se nombrará como “2.5” y la de 2014 como “5” (por los años que han pasado desde que se realizaron hasta la toma de muestras, en primavera de 2018).

Las zonas tratadas mediante quemas prescritas eran un mosaico con una distribución prácticamente equitativa de prado y erizón. Para poder diferenciar las zonas directamente afectadas por el fuego (bajo erizón) y las zonas afectadas solamente por radiación (bajo prado), se han escogido 5 puntos de muestreo en un área de 2500 m² tanto en prado (P) como bajo *Echinopartum horridum* (E); la única diferencia entre la zona de 2.5 y la de 5 es la recogida de un tipo de suelo más (erizón con horizonte orgánico (EO)) en la zona quemada. En la zona quemada hacía 5 años no se observaron restos de erizón quemados que conservaran el horizonte orgánico. Una descripción de los tipos de muestras que se han tomado en campo se muestra en la tabla 2. Sin embargo, los resultados mostrarán conjuntamente los datos procedentes de las cubiertas EO y E en la zona quemada hace 2.5 años, dada la ausencia de diferencias significativas en todos los parámetros estudiados entre las dos cubiertas.

Tabla 2: : Tipos de muestras que se han obtenido en la prospección de campo y nomenclatura utilizada para su etiquetado. Para cada edad y cubierta, las muestras Q identifican la zonas quemadas, mientras que las muestras C a las zonas control.

Quema	Muestreo	Tiempo (años)	Cubierta	Denominación
Primavera 2014	Primavera 2019	5	Erizón (restos)	Q5E y C5E
			Prado	Q5P y C5P
Invierno 2016	Primavera 2019	2.5	Erizón sin hojarasca	Q2.5E y C2.5E
			Erizón con hojarasca	Q2.5EO y C2.5EO
			Prado	Q2.5P y C2.5P

Se han obtenido las muestras mediante el uso de cilindros metálicos de 60 mm de altura y 45 mm de diámetro, en un total de dos cilindros por punto de muestreo y tipo de suelo (cinco puntos de muestreo por cada tipo de cubierta y tiempo); por lo que habrá un total de 45 puntos de muestreo y 90 muestras.

Uno de los cilindros se vaciaba en una bolsa de plástico para evitar la desecación, y el otro cilindro se conservó inalterado. Las muestras guardadas en bolsa se usaron para el análisis respirométrico y la caracterización de la materia orgánica (cantidad y fracción extraíble con agua caliente), mientras que las muestras inalteradas se destinaron a los ensayos de las propiedades físicas (densidad aparente, tamaño medio ponderado de los agregados y estabilidad estructural). Se trasladó todo al laboratorio el mismo día de la recogida; las muestras en cilindros se dejaron secar al aire hasta peso constante, y las muestras en bolsas de plástico se almacenaron a 4°C hasta su análisis.

3.4. Análisis de laboratorio

Los procedimientos analíticos usados se realizaron en los laboratorios de investigación en suelos de la Escuela Politécnica Superior de Huesca, y responden al objetivo de evaluar los efectos del fuego sobre la cantidad y la calidad de la materia orgánica del suelo y de propiedades físicas asociadas a ella, así como su evolución en el tiempo.

3.4.1. Elementos gruesos

Se tamizaron las muestras recogidas en un tamiz de abertura 2 mm y se pesaron por separado los elementos gruesos (EG) y la tierra fina (TF) (USDA, 1996).

$$\text{Elementos gruesos} \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{\text{Peso EG (g)}}{\frac{\text{Peso EG (g)} + \text{Peso TF seca (g)}}{1000}}$$

3.4.2. Contenido total de MO (C oxidable)

Se determinó por oxidación en vía húmeda y valoración con sal de Mohr (Walkey & Black, 1934).

Se tomó una muestra de 0,12-0,13 g de tierra fina (<2 mm) triturada y se trasladó a tubos de ensayo. A continuación, se añadió a cada tubo con muestra 10 ml de ácido crómico 0,4 N, se agitó brevemente en un vórtex y se introdujo en un digestor a 150 °C durante 10 minutos. Pasado este tiempo se sacaron y se dejaron enfriar en un baño de agua durante 5 minutos. Se trasvasaron a un matraz Erlenmeyer aclarando el tubo de ensayo con 90 ml de H₂O destilada, se añadieron tres gotas de ferroína como indicador redox y se valoró con sal de Mohr 0.2 N hasta que viró a rojo tras pasar por un verde azulado (Nelson y Sommers, 1982). Para la valoración de los blancos se siguió el mismo procedimiento pero utilizando tubos sin muestra. Se expresó la abundancia de carbono oxidable mediante la siguiente ecuación:

$$COT \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{12}{n} \times \frac{B - U}{B}$$

Siendo *n* el peso en g de la muestra, *B* los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración del blanco y *U* los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración de las muestras.

3.4.3. Contenido de C lábil (producción de CO₂)

La producción de CO₂ en el suelo es el resultado de la oxidación de la materia orgánica, y se realizó el experimento según el método de Jensen et al., (1996).

Para medir la respiración, se pesaron 10 g de suelo de cada una de las 45 muestras. Se colocaron dentro de 48 (45 muestras + 3 blancos) incubadores grandes de cristal herméticos tres recipientes que contenían: 1) 10 g de suelo; 2) 10 ml de NaOH 1 M; 3) 10 ml de agua (para evitar la desecación de la muestra). Este experimento se realizó en una cámara de cultivo a 25°C constantes y en ausencia de luz para evitar el consumo autotrófico de CO₂.

Mientras se incubó la muestra, el suelo al respirar produjo CO₂, que reaccionó con el NaOH formando carbonato de sodio [CO₂ + 2NaOH → Na₂CO₃ + H₂O].

Los blancos no contienen muestra de suelo y se usaron para medir que cantidad de CO₂ se atrapa cada vez que se cierra el incubador. Este sistema tiene que ser ventilado periódicamente porque si no el O₂ que hay dentro se agotaría. Aprovechando que cada semana se sacaba el recipiente con NaOH para cambiarlo por otro nuevo, la muestra se ventilaba. Durante todo el tiempo que estuvo cerrado el tarro, se consumía NaOH y se formaba Na₂CO₃.

El Na₂CO₃ y el consumo de NaOH son proporcionales al CO₂ producido por la muestra. Para la valoración del NaOH se usa HCl (0,5 M), pero supone un inconveniente ya que éste reacciona con el NaOH pero también con el Na₂CO₃; por lo que, para poder valorar esta solución con HCl para saber que concentración hay y que cantidad de NaOH se ha perdido, habrá que añadir 10 ml de BaCl₂ (200 g/L) [BaCl₂ + NaCO₃ → BaCO₃ + NaCl]. El NaCO₃ también reacciona con el HCl pero lo hace tan lentamente que durante la valoración no le da tiempo a actuar.

Después de añadir el BaCl₂, quedará el exceso de NaOH + BaCO₃ + NaCl + BaCl₂; lo único que reacciona con HCl es el NaOH [NaOH + HCl → NaCl + H₂O]. Con esta reacción, se elimina todo el NaOH y queda BaCO₃, NaCl y BaCl₂.

El cálculo de los mg de C en forma de CO₂ que ha producido el suelo, se expresa como :

$$mg\ C(CO_2) = (X_b - X_m) ml\ HCl \times \left(\frac{0,5\ mol\ HCl}{1000\ ml\ HCl}\right) \times \left(\frac{1\ mol\ NaOH}{1\ mol\ HCl}\right) \times \left(\frac{1\ mol\ CO_2}{2\ mol\ NaOH}\right) \times \left(\frac{1\ mol\ C(CO_2)}{1\ mol\ CO_2}\right) \times \left(\frac{12\ g\ C(CO_2)}{1\ mol\ C(CO_2)}\right) \times \left(\frac{1000\ mg\ C(CO_2)}{1\ g\ C(CO_2)}\right)$$

$$mg\ C(CO_2) = (X_b - X_m) \times 3$$

Siendo X_b los ml de HCl usados para valorar el blanco y X_m los ml de HCl usados para valorar la muestra.

Con cada cambio de NaOH para su valoración, hay que medir el tiempo transcurrido ya que la actividad respiratoria se expresa en mg C – CO₂/ kg suelo · hora. Las muestras se incubaron durante un total de tres meses, cambiando el recipiente con NaOH al principio semanalmente y al final tras 15 días de incubación. Debido al relativamente corto periodo de incubación, se puede asumir que la cantidad de CO₂ producida corresponde esencialmente a C orgánico moderadamente lábil o activo.

3.4.4. Contenido de C lábil (C soluble en H₂O caliente)

Se pesaron 3 gramos de tierra fina (<2 mm), se le añadieron 30 ml de agua destilada en un tubo de ensayo, se cierra herméticamente y se agito en el agitador a 204 rpm durante 30 minutos. A continuación se trasladaron a un baño caliente a 80°C durante 16 horas en agitación a 70 rpm. Posteriormente se centrifugó 10 minutos a 4000 rpm para sedimentar la parte sólida en el fondo y recoger el sobrenadante con el C lábil disuelto (Ghani et al 2003).

Para la cuantificación del C soluble en agua caliente, se tomó una alícuota de 8 mL de extracto y se trasladó mediante una pipeta a un tubo de ensayo. Se añadieron 2 mL de dicromato potásico (K₂Cr₂O₇) 0,04M y 15 ml de una mezcla biácida [H₂SO₄ + H₃PO₄ (2:1)] con un dispensador. Se agitó cada tubo de ensayo en el vórtex y se introdujeron en el digestor a 150°C durante 30 minutos. Posteriormente, se dejaron enfriar durante 5 minutos y se valoraron. Para la valoración, se trasvasa el contenido de cada tubo de ensayo a un matraz Erlenmeyer, aclarando

el tubo con 90 ml de agua destilada, se le añadieron tres gotas del indicador redox de ferroína y se valoró con sal de Mohr ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 0.04N hasta que viró a rojo, pasando por azul-verdoso (Vance et al 1987). Se expresa el contenido de carbono en $\mu\text{g g}^{-1}$ mediante la siguiente ecuación:

$$C \left(\frac{\mu\text{g C}}{\text{g suelo}} \right) = [\text{Mohr}] \times 3 \times (X_B - X_M) \times \left(\frac{A}{nB} \right)$$

Donde X_B son los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración del blanco; X_M los ml de sal de Mohr consumidos en la valoración de las muestras; A es el volumen del extracto líquido en ml; n el volumen de la alícuota en ml y B la muestra de suelo seco en g.

En esta determinación, es necesario estandarizar la sal de Mohr ya que se necesita conocer exactamente su concentración en el momento de usarla, debido a que el Fe^{2+} se va oxidando progresivamente.

Para ello, antes de usarse debe procederse a la valoración de un volumen equivalente de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ al que se va a utilizar en la oxidación del C soluble. El procedimiento consiste en trasladar 2 ml de la disolución 66.7 mM de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ a un tubo de ensayo y añadirle los 15 ml de mezcla biácida (10 ml de H_2SO_4 + 5 ml de H_3PO_4). A continuación, y sin pasar por la fase de digestión a 150°C , se valora directamente con la sal de Mohr, usando ferroína como indicador. Se anota el volumen de sal de Mohr consumido como x_E (ml).

3.4.5. Densidad aparente

Para estimar la densidad aparente de las muestras se siguió el método recogido en USDA (1996); se cogieron las muestras inalteradas en los cilindros de metal. Se sacaron de los cilindros y se anotó el peso seco de la muestra. A su vez, se midieron la altura y diámetro de los cilindros para establecer una media y calcular su volumen. Por lo tanto, la densidad aparente se calculó como:

$$DA \left(\frac{\text{g}}{\text{cm}^3} \right) = \frac{\text{Peso muestra (g)}}{\text{Volumen cilindro (cm}^3\text{)}}$$

3.4.5. Diámetro medio de los agregados

Mediante el procedimiento de Van Bavel (1949), se cogieron las muestras sacadas de los cilindros de metal y, en la tamizadora mecánica, se dispuso una columna de tamices de 0, 0.25, 0.5, 1, 2 y 4 mm. Se disgregó la muestra previamente a agregados de 1 cm y se tamizó durante 3 minutos.

Se pesó el contenido de cada fracción y se calculó la proporción relativa de cada tamaño de agregados. El cálculo del diámetro medio ponderado se calculó finalmente como la media ponderada de cada fracción de agregados:

$$DMA = \sum_{i=0}^n D_i \cdot f_i$$

Donde DMA corresponde al diámetro medio de los agregados, D_i al diámetro medio de la cada clase de agregados (por ejemplo, $D_i=3$ mm para los agregados recogidos entre el tamiz de 2 mm

y el de 4 mm) y f_i a la frecuencia de agregados de la clase i (es decir, a la masa de agregados recogidos en esta fracción respecto a la masa total de la muestra).

3.4.6. Estabilidad estructural

De las muestras previamente tamizadas y separadas por tamaño se usaron los agregados de 1-2 mm.

Para este procedimiento se utilizó el método extraído de Kemper y Koch (1966); se colocaron aproximadamente 4 g de muestra (W) en los filtros y 80 ml de agua destilada en las cubetas. Se agitó durante 5 minutos y se lavaron los filtros. La muestra lavada se depositó en un vasito de aluminio ($M1$) previamente tarado, se pesó y se secó en la estufa a 105°C durante 24 horas.

Pasadas las 24 horas, se pesó la muestra seca ($M2$) y se añadieron 50 ml de pirofosfato de sodio ($Na_4P_2O_7$) 0,1M. Se dejó actuar durante 2 horas y, después, se lavó en un tamiz de 0,25 mm, se recogió en un vasito de aluminio y se metió de nuevo en la estufa a 105°C durante 24 horas. Una vez seca la muestra, se pesó ($M3$).

$$EE (\%) = \frac{M2 - M3}{W - (M3 - M1)}$$

3.4.7. pH y conductividad eléctrica

Se cogieron 10 gramos de muestra tamizada y se le añadieron 25 ml de agua destilada, posteriormente se agitó durante 30 minutos. Tras la agitación, se midió el pH con el pHmetro.

A esa misma muestra, se le añadieron otros 25 ml de agua destilada y se agitó durante 90 minutos. Posteriormente, se trasladó la muestra a tubos de centrífuga y se centrifugó durante 15 minutos a 4000 rpm para medir la conductividad eléctrica con el conductímetro.

Ambos métodos se han extraído de Pansu y Gautheyrou (2006).

3.5. Análisis estadístico de los datos

Todos los resultados analíticos se han expresado de forma relativa a su respectivo control, recalculándolos como cociente entre el valor obtenido y el promedio de sus respectivos blancos. De esta forma, para cualquier parámetro analizado, un valor cercano a 1 indica ausencia de efecto de la quema, o bien retorno del parámetro analítico a las condiciones previas a la quema, mientras que valores muy alejados de 1 indican efectos a corto o medio plazo del fuego.

Los resultados relativos se han analizado mediante análisis de varianza, tomando como fuente de variación del tiempo transcurrido tras la quema (tres niveles: 0, 2.5 y 5 años), y se han realizado análisis diferenciados para las muestras procedentes de cubierta de erizón y de prado. Los análisis se han efectuado tras haber comprobado la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas.

4. Resultados

4.1. Elementos gruesos

Existe un efecto significativo de la quema y su evolución temporal sobre el contenido de elementos gruesos del suelo, aunque éste solamente es significativo bajo prado ($P= 0.0017$), con valores que pasan 108 ± 46 g/kg en el control, a 141 ± 57 g/kg a los 5 años. Bajo erizón (figura 2), el efecto de la quema no aparece como significativo ($P=0.3553$) pese a observarse un aumento muy ligero de la pedregosidad con el tiempo.

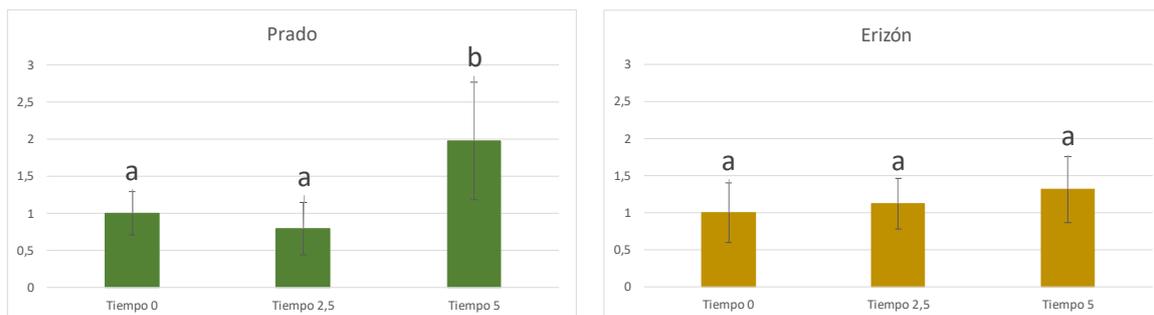


Figura 2: Variación en la proporción de elementos gruesos (g/kg) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestran referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.2. Densidad aparente

Bajo prado, con una densidad aparente en sus controles de 1.00 ± 0.21 , se observa un ligero pero no significativo aumento a los 2.5 años y posterior descenso a los 5 años; mientras que bajo erizón, con una densidad de 0.90 ± 0.13 en los controles, hay un descenso progresivo desde la quema (figura 3). Sin embargo, estos efectos no son significativos para ninguna de las dos zonas ($P=0.0700$ y $P=0.1955$ respectivamente).

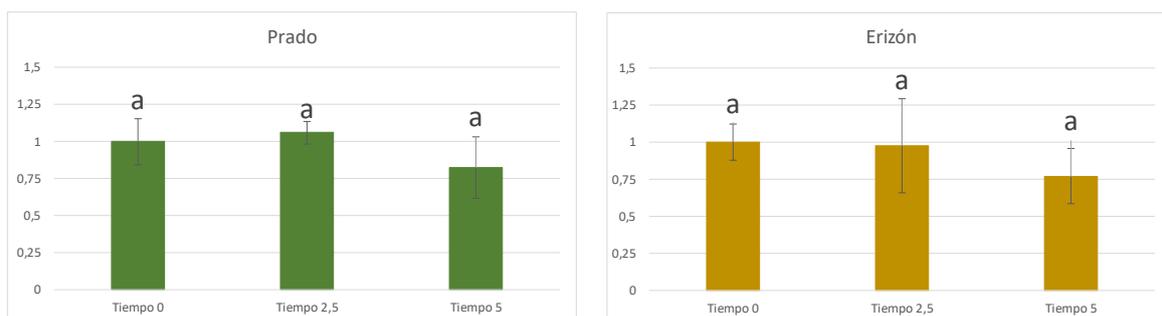


Figura 3: Variación de la densidad aparente (g/cm^3) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestran referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.3. Diámetro medio de los agregados

El diámetro medio ponderado de los agregados toma un valor de 4.61 ± 0.66 mm bajo prado y de 4.11 ± 1.39 mm bajo erizón. Tanto bajo prado como bajo erizón hay un descenso a medio plazo después de la quema (figura 4), pero estos efectos no son significativos ($P=0.1075$ y $P=0.0688$).

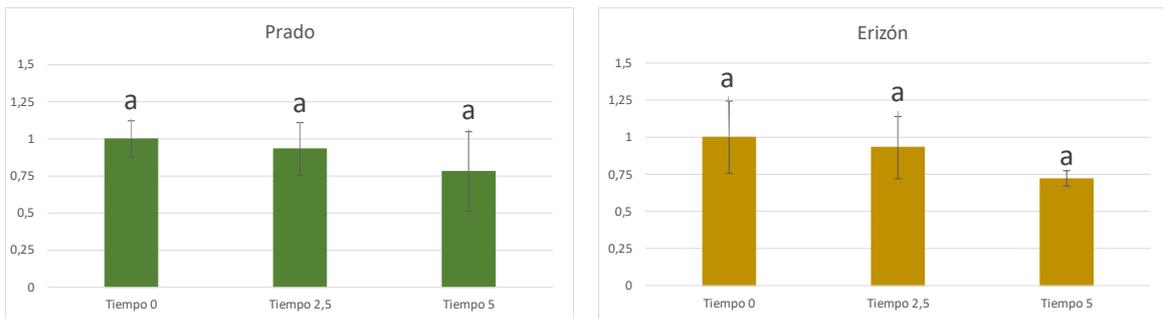


Figura 4: Variación del diámetro medio de los agregados (mm) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestras referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.4. Estabilidad estructural

Los valores de estabilidad estructural son elevados tanto bajo prado ($93.13 \pm 0.74\%$) como bajo erizón ($87.48 \pm 4.68\%$), y presentan una variabilidad muy escasa entre muestras, particularmente en las procedentes del prado. Existen efectos significativos en la variación de la estabilidad estructural tras la quema bajo prado ($P=0.0255$), que muestra una reducción muy tenue a los cinco años, pero no bajo erizón ($P=0.3511$) (figura 5).

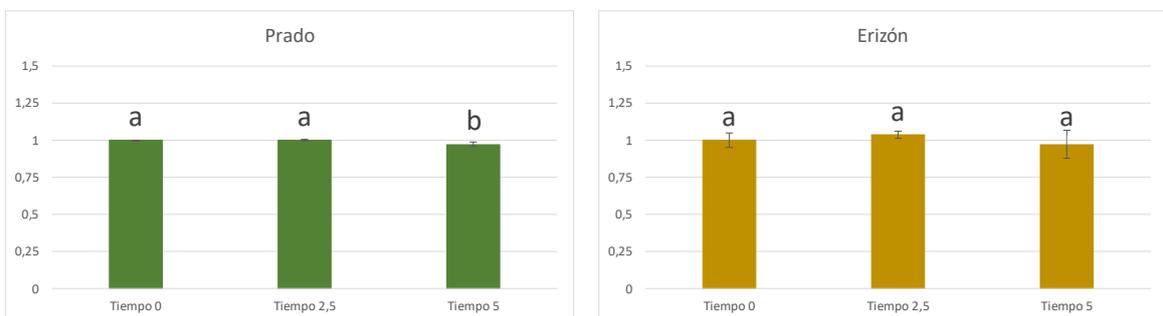


Figura 5: Variación de la estabilidad estructural (%) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestras referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.5. pH

El paso del fuego provoca cambios en el pH del suelo, en este caso se pueden observar efectos significativos tanto bajo prado ($P < 0.0001$), con valores que pasan de 6.72 ± 0.84 en el control a 6.56 ± 0.14 a los 5 años, como bajo erizón (figura 6), ($P < 0.0001$), con valores que pasan de 6.92 ± 0.95 en el control a 6.87 ± 0.08 a los 5 años.

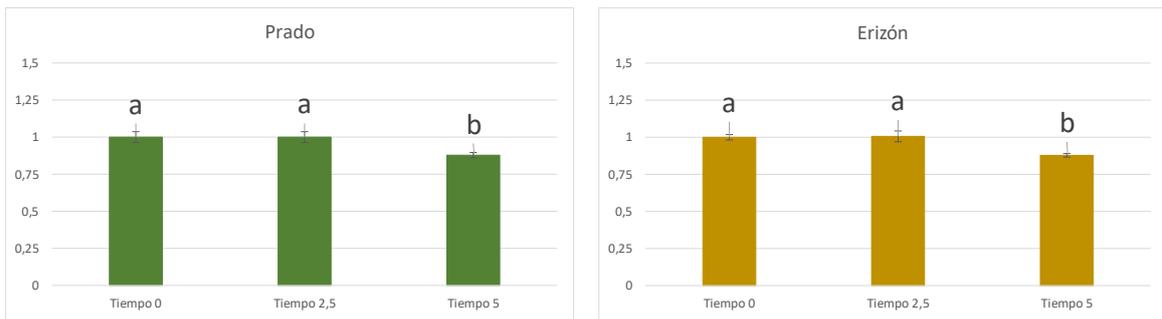


Figura 6: Variación del pH a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestran referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.6. Conductividad eléctrica

Existe un efecto significativo de la quema y de su evolución temporal sobre la salinidad del suelo, aunque éste solamente es significativo bajo prado ($P=0.0006$), con valores que pasan de 134 ± 59 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el control, a 92 ± 35 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a los 5 años, y con un marcado incremento a los 2.5 años, cuando los valores de CE aumentan hasta 159 ± 77 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Bajo erizón (figura 7), el efecto de la quema no aparece como significativo ($P=0.0202$) pese a aumentar ligeramente tras la quema y descender a los 5 años.

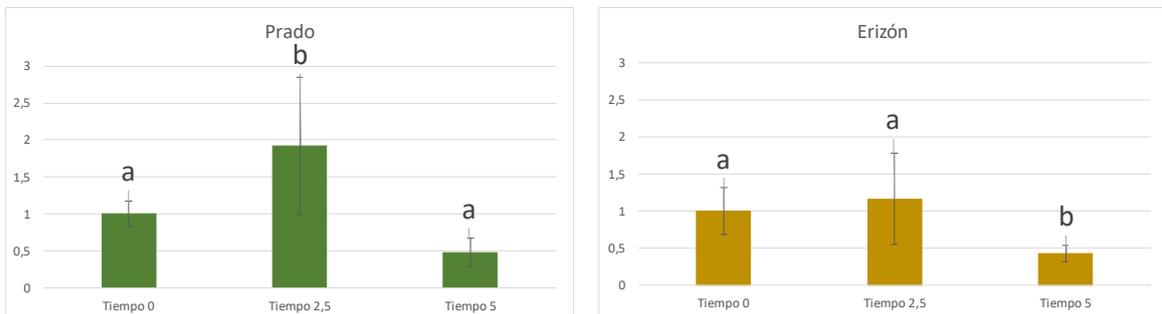


Figura 7: Variación de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestran referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.7. Stock de C

Existen efectos significativos sobre el stock de C bajo prado ($P=0.0417$), pero no bajo erizón ($P=0.2551$) debido a la alta variabilidad espacial. Bajo prado se puede observar un aumento a medida que pasa el tiempo, desde 1.90 ± 0.52 kg/m^2 en el control, a 2.18 ± 0.11 kg/m^2 a los 2.5 años, a 2.26 ± 0.52 kg/m^2 a los 5 años, lo que supone un aumento promedio de las reservas edáficas de C en los primeros seis centímetros de suelo de 0.7 $\text{Mg}/\text{ha}\cdot\text{año}$. Bajo erizón hay un descenso casi inapreciable del control a los 2.5 años (1.77 ± 0.55 kg/m^2 a 1.76 ± 0.67 kg/m^2) (figura 8), pero a los 5 años se produjo un aumento (2.06 ± 0.66 kg/m^2). Globalmente, el aumento de las reservas de C edáfico en los primeros seis centímetros de suelo bajo erizón no alcanza los 0.6 $\text{Mg}/\text{ha}\cdot\text{año}$.

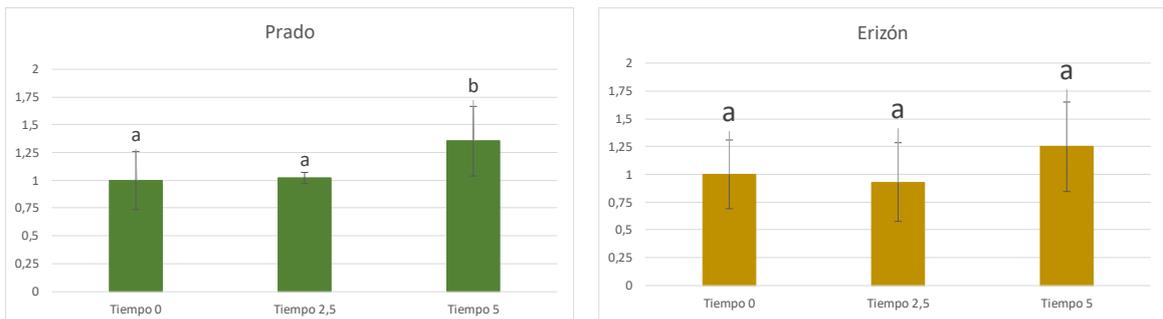


Figura 8: Variación en el stock de C (kg/m^2) a los 5 años. Todos los valores de muestra referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.8. C oxidable

Se puede observar un aumento en el C oxidable del suelo tras la quema con el paso del tiempo, tanto bajo prado ($P < 0.0001$), con valores que pasan de 37 ± 13 g/kg en el control a 47 ± 6 g/kg a los 5 años, como bajo erizón (figura 9), ($P = 0.0005$), con valores que pasan de 36 ± 12 g/kg en el control a 49 ± 10 g/kg a los 5 años. Resulta destacable que estos incrementos notables en los contenidos de C oxidable se producen, bajo los dos tipos de cubiertas, a los 5 años de la quema, pero no a los 2.5 años, cuando no hay diferencias significativas respecto a sus controles.

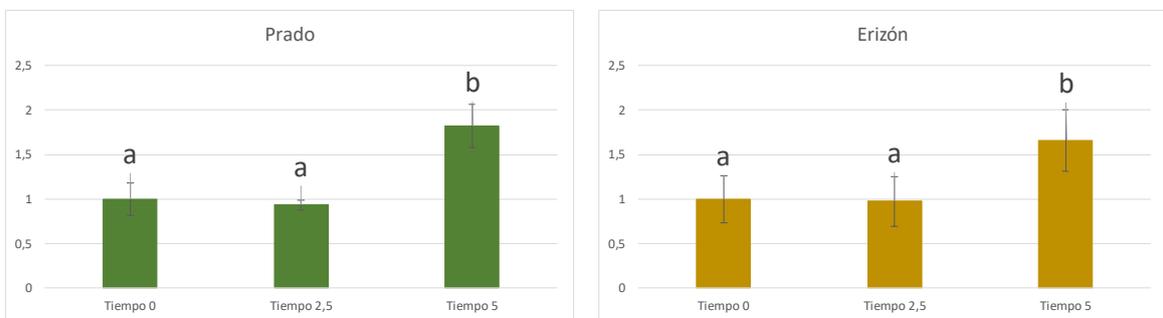


Figura 9: Variación del C oxidable (g/kg) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestra referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.9. C soluble

En el caso del C soluble, existe un efecto significativo de la quema y de su evolución temporal bajo prado ($P = 0.0022$), con valores que pasan de 0.059 ± 0.030 $\text{gC}_{\text{sol}}/\text{gC}$ en el control a 0.055 ± 0.014 $\text{gC}_{\text{sol}}/\text{gC}$ a los 2.5 años, a 0.039 ± 0.006 $\text{gC}_{\text{sol}}/\text{gC}$ a los 5 años; y bajo erizón (figura 10), ($P < 0.0001$), con valores que pasan de 0.041 ± 0.009 $\text{gC}_{\text{sol}}/\text{gC}$ en el control a 0.06 ± 0.01 $\text{gC}_{\text{sol}}/\text{gC}$ a los 2.5 años, a 0.033 ± 0.006 $\text{gC}_{\text{sol}}/\text{gC}$ a los 5 años.

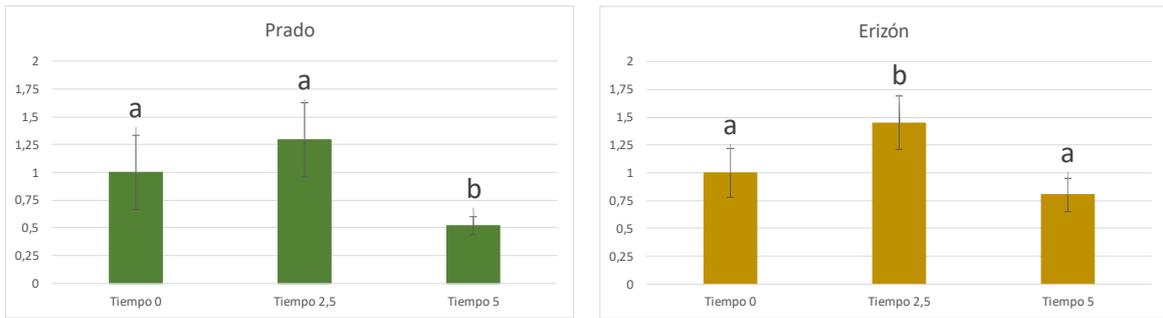


Figura 10: Variación de la fracción de C soluble (gC_{so}/gC) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestran referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.10. Respiración

No existen efectos significativos de la quema y el paso del tiempo en cuanto a las tasas de respiración del suelo ni bajo prado ($P=0.6936$), ni bajo erizón ($P=0.1835$) (figura 11) debido a la alta variabilidad.

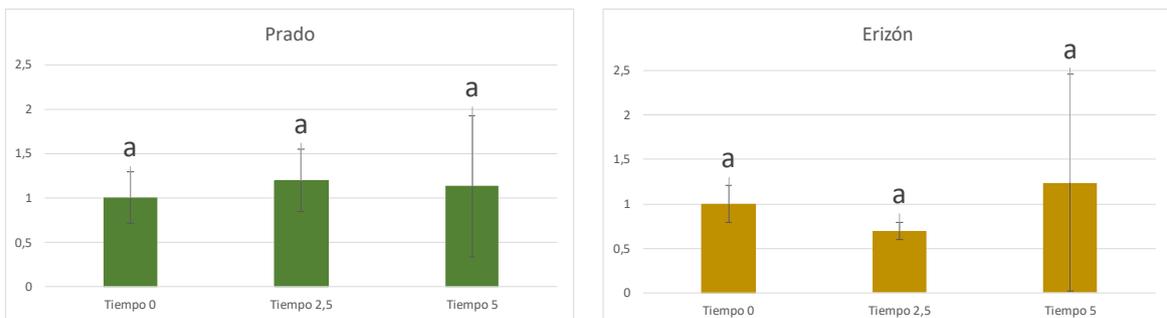


Figura 11: Variación en la respiración ($mg\ C/kg\cdot día$) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestran referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

4.11. CMC

Se observan diferencias significativas en el coeficiente de mineralización del carbono del suelo bajo prado ($P=0.0105$) con valores que van desde $0.776\pm 0.20\ mgC/gC\cdot día$ en el control a $0.780\pm 0.25\ mgC/gC\cdot día$ a los 2.5 años, y desciende a $0.58\pm 0.38\ mgC/gC\cdot día$ a los 5 años. Bajo erizón los efectos no son significativos ($P=0.1197$) (figura 12) a pesar de observarse un descenso regular a lo largo del tiempo.

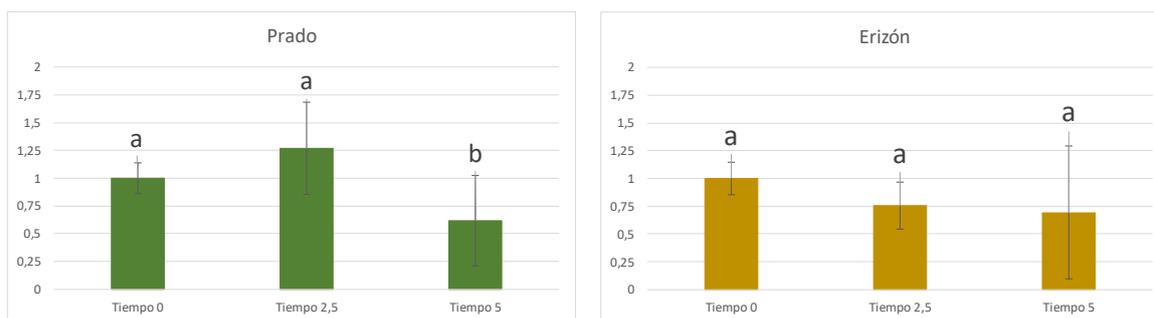


Figura 12: Variación en CMC (mg C/g C·día) a lo largo de 5 años. Todos los valores de muestran referidos a su respectivo control, por lo que un valor superior a 1 indica un incremento respecto al control, y viceversa para valores inferiores a 1.

5. Discusión

5.1. Variabilidad entre zonas

Las diferencias que se dan entre Santa Orosia (quema de 5 años) y Puerto Sobás (quema de 2.5 años) pueden ser debidas tanto al tipo de quema como al efecto del tiempo transcurrido desde el fuego, pero dado que fueron los mismos equipos de trabajo los que realizaron ambas quemas, y tanto la zona como las condiciones topográficas son muy parecidas, puede suponerse que son comparables, y que en consecuencia las diferencias que se observan entre ambas quemas son debidas, fundamentalmente, al tiempo transcurrido. Sin embargo, aunque se realizaron bajo la misma ventana de prescripción, puede haber variabilidad por el hecho de que son quemas distintas realizadas en diferentes años o por los atributos del suelo en cada zona. Por ejemplo, en Girona-García *et al.* (2019) se estudiaron los efectos de las quemas prescritas en tres localizaciones distintas: Buisán, Asín de Broto y Yebra de Basa (esta última es la quema realizada en Puerto Sobás en 2016). Las tres quemas se llevaron a cabo bajo los mismos parámetros de prescripción, pero la quema en Buisán fue más lenta que en las otras dos áreas de estudio, por lo que hubo más tiempo de residencia del fuego y, como consecuencia, perdió mayor cantidad de MO. En resumen, si las condiciones de ejecución de la quema son distintas aunque dentro de la misma ventana de prescripción, el efecto del fuego puede ser diferente.

En este trabajo se ha analizado el efecto de la quema a lo largo del tiempo usando siempre valores normalizados, pero los valores reales de los controles de ambas zonas indican que tienen características ligeramente distintas. En Puerto Sobás, por ejemplo, se puede encontrar una cantidad mayor de elementos gruesos tanto en prado como en erizón que en Santa Orosia, con valores promedio de 144 g/kg frente a 71 g/kg bajo prado y 79 g/kg frente a 50 g/kg bajo erizón. A su vez, los valores reales de densidad aparente indican que es levemente mayor en Santa Orosia.

La normalización de los datos, la expresión de cada parámetro en relación a su respectivo control, permite obviar esta variabilidad intrínseca a las dos áreas experimentales a la vez que permite reflejar los cambios reales de cada zona en relación a su control. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los parámetros medidos pueden reflejar, además de los cambios producidos a lo largo del tiempo, un efecto diferencial del fuego causado por unas diferentes condiciones iniciales. Por ejemplo, aunque se acepta que una quema pueda causar una pérdida

de estabilidad estructural a causa de la pérdida de MO (Mataix-Solera *et al.*, 2011), este efecto no se detectó en la quema prescrita de Buisán (Girona-García *et al.*, 2018), entre otras razones porque el suelo era muy rico en MO, y las pérdidas causadas por la quema no fueron suficientes para causar una pérdida de estabilidad estructural. No obstante, en este estudio las diferencias entre ambas zonas no son tan grandes como para poder esperar grandes efectos diferenciales del fuego, por lo que se atribuirán los cambios entre ambas zonas al efecto del paso del tiempo.

5.2. Significación estadística

Los resultados se han estudiado mediante un análisis de varianza para ver si la variabilidad de los grupos de datos (tres niveles: 0, 2.5 y 5 años) es mayor o menor que la del conjunto. Para hacer la comparación se calcula el estadístico “F”, que es el cociente entre las varianzas de grupos. Si $F \sim 1$ significa que la variabilidad dentro de un grupo es prácticamente igual que la variabilidad dentro del conjunto, y se asume que no hay efectos significativos de la quema. Si $F \gg 1$, quiere decir que la variabilidad del conjunto es mucho mayor que la variabilidad dentro de cada grupo, por lo que asumimos que la existencia del grupo es real, es decir, que hay un efecto significativo del factor que agrupa aquellos resultados. Para poder ver si hay diferencias significativas o no, se calcula la probabilidad de error al asumir que existen diferencias entre grupos de datos, P. Si $P > 0.05$ se asume que no hay diferencias significativas, y si $P < 0.05$ se asume que sí las hay.

En los análisis de varianza hay dos posibles errores: el primero es el que se comete cuando se acepta que hay diferencias significativas entre dos grupos y en realidad no las hay, cuya probabilidad estima el valor P; y el segundo es el consistente en que haya diferencias significativas entre dos grupos, pero debido a la alta variabilidad no se puedan observar. Este tipo de error puede ser importante en trabajos de campo, en los que la variabilidad espacial se suma a la variabilidad causada por el factor objeto de estudio. Es por esta razón que en la interpretación de los resultados, particularmente cuando los valores de P se han situado entre 0.05 y 0.10, se habla de tendencias, aunque desde un punto de vista estricto no se pueda hablar de efectos significativos.

Otra de las razones por las que en los párrafos siguientes se habla de tendencias consiste en el hecho de que muchas de las variables con las que se trabaja en este estudio se relacionan entre sí, por lo que pueden indicar leves efectos causados por el fuego, aunque estos no sean significativos cuando se observan a través de distintos parámetros analíticos por separado. Por ejemplo, un ligero aumento en la pedregosidad y en la densidad aparente, unidos a un ligero descenso en la estabilidad estructural, aunque no sean significativos, sugieren que se está produciendo un proceso de degradación física, aunque éste sea muy leve en la actualidad. Es posible pues que, debido a la variabilidad espacial, un parámetro por sí solo no refleje un efecto claro, y en consecuencia los resultados se interpretarán en conjunto para intentar dilucidar lo que puede haber ocurrido después de las quemaduras con el paso del tiempo.

5.3. Efectos de la quema

5.3.1. Efectos a los 2.5 años

Tras la quema realizada hace 2.5 años (quema de 2016 en Puerto Sobás) los efectos sobre el suelo son muy tenues. Se puede observar en términos generales un aumento de la CE sobre

todo en el prado, cierto incremento del C soluble en las dos zonas pero fundamentalmente sobre erizón y del CMC (sólo en prado).

El aumento de la CE se debe probablemente a que la combustión de biomasa aporta sales solubles a través de la deposición de cenizas y provoca un aumento de la salinidad cuando éstas se incorporan al suelo (DeBano *et al.*, 1977; Hernandez *et al.*, 1997; Badía y Martí, 2003). Con el tiempo estas sales se irán lavando o serán aprovechadas por el desarrollo de nueva biomasa y la CE descenderá (Celis *et al.*, 2013), pero a los 2.5 años el efecto de la incorporación de cenizas parece todavía muy patente bajo prado. Por otra parte, pese a que el erizón se quemó más intensamente que el prado, el aumento de salinidad se observa sobre todo en la zona de prado. Los datos sugieren que la incorporación de cenizas se produjo fundamentalmente en el prado y no tanto bajo erizón, y puede deberse a un efecto de la microtopografía del terreno, debido a que el erizón se situaba en parches ligeramente más elevados y las cenizas que se produjeron tras la quema se podrían haber desplazado hacia el prado por el viento o la escorrentía superficial, donde se han incorporado. La elevada movilidad de las cenizas generadas por la combustión de biomasa ha sido ya puesta de manifiesto en una reciente revisión en este campo (Bodí *et al.*, 2014). Otra posible razón por la que se detecta la incorporación de cenizas a los 2.5 años bajo prado pero no bajo erizón podría tener relación con la menor densidad aparente del suelo bajo esta cubierta, lo que podría facilitar un lavado más rápido y que, en este momento, este efecto ya no fuera detectable.

El incremento del C soluble que se observa a los 2.5 años se puede explicar tanto por la propia incorporación de cenizas (Bodí *et al.*, 2014), como por un transporte de MO desde el horizonte orgánico superficial hacia el interior del suelo en disolución. Según Cotrufo *et al.* (2015) lo que más fácil se incorpora al suelo desde el horizonte orgánico son compuestos solubles. Al llover, la porción más soluble de la MO de la hojarasca parcialmente calcinada podría disolverse e incorporarse hacia el interior del suelo. Este proceso explicaría el mayor incremento de C soluble bajo erizón, donde presumiblemente la quema depositó cantidades abundantes de restos parcialmente calcinados. Al principio, este aporte de compuestos solubles es importante pero con el tiempo, a medida que se van arrastrando por disolución estos compuestos, se reduce la proporción de MO soluble en el horizonte orgánico. En este momento, la única vía posible de incorporación de la MO que queda en la superficie es mediante fragmentación a partículas cada vez más pequeñas hasta que son capaces de incorporarse al suelo a través de los poros (Cotrufo *et al.*, 2015). Este transporte físico de partículas orgánicas se llama transporte particulado y, a lo largo del tiempo, la primera de las vías de incorporación, por disolución, se ve sustituida por la segunda, en forma particulada (Cotrufo *et al.*, 2015).

Es probablemente por eso, que debido a este transporte más rápido de los compuestos solubles liberados al romperse la MO de restos no quemados o parcialmente pirolizados, aumenta ligeramente el C soluble a los 2.5 años, y que este proceso se observa fundamentalmente bajo erizón. Sin embargo, los restos más carbonizados se transportan de manera particulada y su incorporación es mucho más lenta, y probablemente no sea todavía muy intensa en este momento. La incorporación se produce tanto en prado, probablemente a través de la incorporación de cenizas, como en erizón, donde hay restos que se quedaron atrapados entre los tallos parcialmente calcinados, por lo que el agua con cenizas en disolución puede escapar, pero los restos orgánicos atrapados dentro del erizón se van lavando y solubilizando para incorporarse al suelo.

Un incremento de la MO soluble significa que es una MO fácilmente asimilable por los microorganismos (Von Lützwow *et al.*, 2006), a causa de su mayor accesibilidad (Dungait *et al.*,

2012), lo cual se observa con un ligero incremento en el CMC pero que solo se da en el prado. Se puede pensar que el incremento de la actividad biológica bajo prado y no bajo erizón, a pesar de que en las dos zonas se está incorporando material fácilmente mineralizable, se debe a la incorporación de cenizas, ya que éstas suelen presentar altas concentraciones de nutrientes (Raison, 1979; Celis *et al.*, 2013), que facilitan el aumento de la actividad de los microorganismos (Ferreira *et al.*, 1995; Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

Nuestros datos, pues, sugieren que a los 2.5 años se está produciendo todavía una importante incorporación de MO por disolución de las cenizas y del propio horizonte orgánico, y que ésta se puede aprovechar por parte de la biomasa microbiana cuando, además de sustrato, hay nutrientes incorporados por las cenizas, que es la situación que se da bajo el prado. Sin embargo bajo erizón, esa MO no se estaría aprovechando tan eficazmente porque el suelo no ha recibido todo ese aporte extra de nutrientes que provienen de las cenizas, lo que limitaría el tamaño o la actividad de la población microbiana que podría aprovechar este aporte de MO, con lo que parte de esta MO se está perdiendo probablemente por lavado.

5.3.2. Efectos a los 5 años

A los 5 años los efectos de la quema realizada en 2014 en Santa Orosia se observan en el aumento de la proporción de los elementos gruesos (especialmente en la zona de prado) y en la leve disminución de la densidad aparente, diámetro medio de los agregados, pH y conductividad eléctrica. Además, aumenta el C oxidable, aunque baja el C soluble y el CMC.

Los valores de densidad aparente en Yebra son comparables a los expuestos en otros estudios y son explicables en función del elevado porcentaje de MO. El contenido de MO es de un 4%, lo que indica que es abundante en el suelo, y la densidad aparente abarca valores entre 0.5 y 1.33 g/cm³. En Esteban (2019) se puede observar que la densidad aparente un año después de la quema es prácticamente la misma que a los 2.5 o 5 años, por lo que se deduce que no varía en gran medida. Comparando con valores de Ruehlmann *et al.* (2009), se encuentra que para unos valores de MO ligeramente más elevados la densidad aparente es muy similar (1-1.20 g/cm³). A su vez, los valores de este trabajo son más bajos que los explicables por la composición textural del suelo, teniendo en cuenta el suelo franco-arenoso de Yebra (Girona-García *et al.*, 2019) que situaría la densidad aparente en valores de 1.70-1.80 g/cm³ (Reichert *et al.*, 2009) para suelos de textura similar.

El efecto del fuego sobre el suelo puede provocar que aumente la densidad aparente a largo plazo (Badía y Martí, 2003; Phillips *et al.*, 2000) pero en este estudio este efecto no se observa, lo que sugiere que la quema tuvo una severidad muy reducida, o bien que la cantidad de MO que permanece en el suelo tras la quema es suficiente para mantener un elevado grado de agregación.

El incremento de la pedregosidad puede ser debido a procesos erosivos incipientes, que eliminan las partículas más finas del suelo y, por lo tanto, preservan de forma selectiva los elementos más gruesos. Los datos de densidad aparente indican que se trata de un suelo bastante poroso, y los de diámetro medio de los agregados sugieren una cierta abundancia de la macroporosidad, lo que indica que se trata de un suelo permeable y que tiene una infiltración de agua probablemente elevada. En episodios de lluvia normales, probablemente el agua infiltra a través del suelo produciendo un lavado y reduciendo los valores de pH y de CE, lo que se ha comprobado a los 5 años de la quema, mientras que si se dan episodios de lluvia tormentosos,

la capacidad de infiltración de agua del suelo se puede ver superada y producirse escorrentía que arrastra esas partículas finas debido a la ausencia de una cobertura vegetal tan densa como antes de la quema. La existencia de cobertura vegetal es importante para frenar la erosión del suelo (Belmonte *et al.*, 1999; Chirino *et al.*, 2003; Zuazo *et al.*, 2014), ya que aumenta la estabilidad de los agregados y lo protege de los impactos de la lluvia protegiendo la superficie del suelo (García-Fayos, 2004; Cawson *et al.*, 2012). En este sentido, cabe destacar que es precisamente bajo prado donde se ha detectado un incremento significativo en la pedregosidad y a la vez una reducción, también significativa, en la estabilidad estructural.

Los datos obtenidos parecen indicar que el flujo de agua que atraviesa el suelo continúa produciendo un lavado importante a los 5 años, que se ve reflejado en la reducción de CE y pH. Es probable que en este momento se haya reducido ya notablemente la incorporación de cenizas y MO disuelta desde la superficie del suelo, por lo que predominarían los procesos de lavado y de incorporación de MO esencialmente en forma particulada.

Ello encaja con la observación de que, a los 5 años de la quema, hay un incremento importante de C oxidable pero que, probablemente en relación con la reducción en la proporción de la fracción de C soluble, no se traduce en un incremento de la respiración del suelo, por lo que disminuye el CMC.

En Cotrufo *et al.* (2013 y 2015) se demostró que el material que primero y preferentemente se incorpora al suelo por solubilización son compuestos no estructurales, celulosas y hemicelulosas, particularmente abundantes en los restos de origen herbáceo, es decir los menos lignificados. Por su naturaleza química y su elevada movilidad, estos compuestos resultan fácilmente accesibles a la biomasa microbiana del suelo. Los restos más leñosos (que tras una quema prescrita están parcialmente carbonizados) se van fragmentando en la superficie con el paso del tiempo y se incorporan lentamente y de manera particulada. En esta segunda etapa se incorporan entonces compuestos bioquímicamente más recalcitrantes y menos móviles, por lo que resultan menos accesibles a los microorganismos del suelo. Estos estudios sugieren que, mientras que a los 2.5 años se estaba produciendo un transporte de MO por solubilización, a los 5 años la MO se está incorporando al suelo fundamentalmente en forma particulada. Esto se debe a que las cenizas y los compuestos orgánicos más solubles ya se han incorporado al suelo y no se han dado grandes aportes posteriores de MO en forma de horizonte orgánico, debido a la quema. Lo que queda a los 5 años en superficie son en su mayoría restos carbonizados que poco a poco se van particulando e incorporando al suelo. Ello explicaría que, a pesar de que se advierte un importante incremento en el contenido de MO del suelo a los 5 años de la quema, esta MO contiene unas proporciones mucho menores de C soluble, fácilmente mineralizable, y por esta razón no aumenta la respiración y disminuye el CMC. Los resultados sugieren pues que así como a los 2.5 años la MO incorporada al suelo es muy útil para los microorganismos, a los 5 años la MO que se acumula es más inerte y de menos utilidad.

5.4. Implicaciones en el manejo de las quemas prescritas

Desde el punto de vista de manejo de estas situaciones de matorralización de pastos subclimáticos, la zona quemada hace 2.5 años parece muy apta para poder desarrollar el prado porque se están aprovechando los restos que quedan en superficie y se están incorporando al suelo, lo que implica mucha actividad biológica si hay nutrientes suficientes. El incremento en la fertilidad del suelo tras el paso del fuego es un aspecto que ya ha sido profusamente estudiado (por ejemplo, en Certini, 2005; Badía *et al.*, 2014; Bird *et al.*, 2015; Alcañiz *et al.*, 2018), y

nuestros resultados sugieren que la incorporación de MO lábil y nutrientes por disolución desde la capa de restos parcialmente carbonizados y cenizas, respectivamente, contribuyen de manera muy notable a este incremento en la fertilidad. Tratándose, sin embargo, de una incorporación por disolución, si estos componentes no se utilizan las pérdidas por lavado pueden ser notables, lo que conduciría a una posterior pérdida de fertilidad del suelo.

Esta es la situación que nuestros resultados parecen sugerir a los 5 años, cuando, a pesar de la incorporación de MO, ésta es mucho menos accesible a los microorganismos del suelo, por lo que éste es mucho menos activo biológicamente. Esta situación tardía tras la quema, cuando probablemente la disponibilidad de nutrientes y la actividad biológica son menores que en momentos anteriores, puede facilitar la recolonización por parte de *E. horridum*, una leguminosa que, gracias a su capacidad de fijar N atmosférico, se ve competitivamente favorecida en situaciones de menor fertilidad química. Este razonamiento encaja con los hallazgos de Badía *et al.* (2017), que indicaron que la máxima diversidad vegetal tras la quema del erizón en el Pirineo central se produciría aproximadamente a los tres años, tras lo cual se producía la recolonización del erizón.

El impacto generado por las quemas prescritas recurrentes es uno de los aspectos todavía escasamente estudiados. Las quemas prescritas tienen una gran incidencia sobre la biología del suelo (Armas-Herrera *et al.*, 2016; Girona-García *et al.*, 2018 y 2019), probablemente debido a que su severidad es, por lo general, reducida (Fernandes *et al.*, 2013), y a que el fuego afecta primariamente al componente biológico del suelo (Santín y Doerr, 2016). Por ello, a los 2.5 años no sería aconsejable realizar otra quema debido a que en este momento el suelo es muy activo biológicamente, y el impacto de una quema adicional podría interferir severamente en la recirculación de MO y nutrientes que se está produciendo en este estadio, al reducir la actividad de los microorganismos y facilitar de este modo las pérdidas por lixiviación. Sin embargo, a los 5 años el suelo ha perdido ya gran parte de esta actividad, y probablemente se podría repetir la quema sin que se produjeran impactos biológicos tan importantes.

6. Conclusiones

Tras la interpretación de los resultados obtenidos, se puede concluir que a los 2.5 años de haber realizado la quema prescrita de erizón en Puerto Sobás:

1. Se detectan incrementos de la conductividad eléctrica del suelo, aunque solo son estadísticamente significativos bajo prado.
2. El contenido de materia orgánica oxidable no varía en este momento, pero aumenta de manera significativa el contenido de C extraíble con agua caliente bajo erizón. Este efecto aparece como tendencia, pero no es significativo, bajo prado.
3. La incorporación al suelo de C soluble, junto a la presunta incorporación de nutrientes con las cenizas, es la razón que permite explicar una actividad biológica ligeramente mayor bajo prado a los 2.5 años, que se aprecia con un ligero incremento del coeficiente de mineralización del carbono.
4. No se detectan efectos significativos sobre el contenido de elementos gruesos, la densidad aparente, el diámetro medio ponderado de los agregados, la estabilidad estructural, el pH, el stock de C ni la respiración del suelo.

Por su parte, a los 5 años de la quema en la zona de Santa Orosia:

5. Tanto bajo prado como bajo erizón se detecta una notable acumulación de materia orgánica. Sin embargo, los contenidos de C soluble son significativamente menores que a los 2.5 años, los valores de respiración del suelo son iguales a los medidos a los 2.5 años, y el coeficiente de mineralización del carbono es ligeramente menor, lo que sugiere que se trata de una materia orgánica menos accesible a los microorganismos.
6. El incremento en la pedregosidad del suelo bajo prado y la tendencia a la reducción del diámetro medio ponderado de los agregados sugiere que se pueden estar produciendo procesos incipientes de degradación física y erosión.

El análisis de los resultados obtenidos permite, además, concluir que:

7. En términos generales, el impacto de las quemas sobre las propiedades físicas del suelo ha sido muy limitado, aunque sí se ha detectado un cambio cualitativo en la materia orgánica que parece tener repercusiones a mayor largo plazo.
8. El estudio separado del suelo bajo cubierta de prado y de erizón ha permitido obtener una información más precisa y detallada sobre el impacto de las quemas en el suelo.

7. Bibliografía

- Albini, F. A. (1976). Estimating wildfire behavior and effects. *Gen. Tech. Rep. INT-GTR-30. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 92 p., 30.*
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J., Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, 572, 1329–1335.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Úbeda, X., 2018. Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment* 613–614, 944–957.
doi:10.1016/j.scitotenv.2017.09.144
- Alexander, M.E. (1982). Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany*, 60, 349-357.
- Alexis, M., Rasse, D., Rumpel, C., Bardoux, G., Pechot, N., Schmalzer, P., Drake, B., Mariotti, A. (2007). Fire impact C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry*, 82(2), 201–216.
- Armas-Herrera, C.M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Porta, J. (2016). Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. *Catena*, 147, 238–244.
- Armas-Herrera, C.M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Mora, J.L. (2018). Short- and mid-term evolution of topsoil organic matter and biological properties after prescribed burning for pasture recovery (Tella, Central Pyrenees, Spain). *Land Degradation and Development*, 29, 1545-1554.
- Badía, D., Armas, C., Mora, J.L., Gómez, D., Montserrat, G., Palacios, S., 2017. ¿Podemos controlar la expansión del erizón mediante quemas? *Lucas Mallada* 19, 69–94.
- Badía, D., López-García, S., Martí, C., Ortíz-Perpiñá, O., Girona-García, A., Casanova- Gascón, J. (2017). Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of the Total Environment*, 601–602, 1119–1128.
- Badía, D., Martí, C. (2003). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, 17, 23-41.
- Badía, D., Martí, C. (2008). Fire and rainfall energy effects on soil erosion and runoff generation in semi-arid forested lands. *Arid Land Research and Management*, 22, 93–108.
- Badía-Villas, D., González-Pérez, J.A., Aznar, J.M., Arjona-Gracia, B., Martí-Dalmau, C. (2014). Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: soil depth affected by fire. *Geoderma*, 213, 400–407.
- Baird, M., Zabowski, D., Everet, R.L., 1999. Wildfire effects on carbon and nitrogen in inland coniferous forests. *Plant Soil* 209, 233–243.
- Bará, S., Vega, J. A. (1983). Efectos de los incendios forestales en los suelos del N.O. de España. Public.Dept. Forest. De las Zonas Húmedas. Lourizán, Pontevedra, CRIDA 0.1- INIA.

- Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A., & López Bermúdez, F. (1999). Efectos sobre la cubierta vegetal, la escorrentía y la erosión del suelo, de la alternancia cultivo-abandono en parcelas experimentales. *Investigaciones geográficas*, nº 22, 1999; pp. 95-107.
- Bodí, M.B., Martín, D.A., Balfour, V.N., Santín, C., Doerr, S.H., Pereira, P., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., 2014. Wildland fire ash: Production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews* 130, 103–127. doi:10.1016/j.earscirev.2013.12.007
- Bot, A., Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter*. Roma (Italia). FAO Soils Bulletin, 80.
- Caballero, R., Fernández González, F., Pérez Badía, R., Molle, G., Roggero, P.P., Bagella, S., D'Ottavio, P., Papanastasis, V.P., Fotiadis, G., Sidiropoulou, A., Ispikoudis, I. (2010). Grazing systems and biodiversity in Mediterranean areas: Spain, Italy and Greece. *Pastos*, 39, 9–154.
- Cawson, J. G., Sheridan, G. J., Smith, H. G., & Lane, P. N. J. (2012). Surface runoff and erosion after prescribed burning and the effect of different fire regimes in forests and shrublands: a review. *International Journal of Wildland Fire*, 21(7), 857-872.
- Celis, R. D., Jordán López, A., & Martínez Zavala, L. M. (2013). Efectos del fuego en las propiedades biológicas, físicas y químicas del suelo. *Grandes incêndios florestais, erosão, degradação e medidas de recuperação dos solos*.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1–10.
- Chandler, C., Cheney, Ph., Thomas, Ph., Trabaud, L., Williams, D., (1983). Fire in forestry. Volume I. En: Chandler, C., Cheney, Ph., Thomas, Ph., Trabaud, L., Williams, D. (Eds.), *Forest fire behavior and effects*. J. Wiley and Sons, New York, pp. 171-202.
- Chirino, E., Bellot, J., Bonet, A., & Andreu, J. M. (2003). Efecto de diferentes tipos de cubierta vegetal en el control de la erosión en clima semiárido. SE-España. *Revista Edafología, SECS*, 30, 39-48.
- Cotrufo M.F, Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E. (2013) The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?. *Global Change Biology*, 19, 988–995.
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, W.J. (2015). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature geoscience*, DOI: 10.1038/NNGEO2520.
- de Ory, V. B. (1993). De la organización del Pirineo en el pasado a la ordenación de su territorio en el futuro. *Geographicalia*, (30), 47-58.
- Debano, L.F., Dunn, P.H., Conrad, C.E. (1977) Fire's effect on physical and chemical properties of chaparral soils. I. Soil nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 1977, 43, p. 504-509.
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18, 1781–1796. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x

- Durgin, P. B., & Vogelsang, P. J. (1984). Dispersion of kaolinite by water extracts of Douglas-fir ash. *Canadian Journal of Soil Science*, 64(3), 439-443.
- Esteban Piñero, J. (2019). Efectos a corto plazo de la quema prescrita de erizón (*Echinopartum horridum*) sobre las propiedades físicas del suelo en Yebra de Basa (Huesca). TFG Escuela Politécnica Superior de Huesca.
- Fernandes, P.M., Davies, G.M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C.R., Vega, J.A., Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers on Ecology and the Environment*, 11, 4–14.
- Fernandez I, Cabaneiro A, Carballas T (1997) Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1–11.
- Fernández, C., Vega, J.A., Fonturbel, T., 2012. The effects of fuel reduction treatments on runoff, infiltration and erosion in two shrubland areas in the north of Spain. *J. Environ. Manag.* 105, 96–102.
- Ferreira, C. A., Da Silva, H. D., Bellote, A. F. J., Andrade, G. D. C., & Moro, L. (1995). Efecto de la aplicación de ceniza y residuos de celulosa en la descomposición y liberación de nutrientes de la hojarasca en plantaciones de *Eucalyptus grandis*. *Bosque*, 16(1), 101-104.
- Fillat F Coord (2008) Pastos del Pirineo. CSIC. Madrid.
- García-Fayos, P. (2004). Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica.
- Gartzia, M., Alados, C.L., Pérez-Cabello, F., (2014). Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38, 201.
- Ghani, A., Dexter, M., Perrott, K.W., (2003) Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology & Biochemistry*, 35(9), 1231–1243.
- 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, 255-262.
- Girona-García, A., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C., Ortiz-Perpiña, O., Mora, J., Armas-Herrera, C. (2018b) Effects of prescribed fire for pasture management on soil organic matter and biological properties: A 1-year study case in the Central Pyrenees. *Science of the Total Environment*, 618, 1079-1087.
- Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D. (2019). Dynamics of topsoil carbon stocks after prescribed burning for pasture restoration in shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Journal of Environmental Management*, 233, 695–705.
- Girona-García, A., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D., Martí-Dalmau, C. (2018c) Effects of prescribed burning on soil organic C, aggregate stability and water repellency in a subalpine shrubland: Variations among sieve fractions and depths. *Catena*, 166, 68-77.
doi:10.1016/j.catena.2018.03.018
- Girona-García, A., Zufiaurre Galarza, R., Mora, J.L., Armas-Herrera, C.M., Martí, C., Ortiz-Perpiñá, O., Badía-Villas, D. (2018a). Effects of prescribed fire for pasture reclamation on soil

chemical properties in subalpine shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Science of the Total Environment*, 644, 583-593.

Goldammer, J.G., Montiel, C. (2010). Identifying good practices and programme examples for prescribed and suppression fire. En: Montiel, C., Kraus, D. (Eds.), *Best Practices of Fire Use – Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case- Study Regions in Europe*. European Forest Institute, Joensuu, pp. 35–44.

González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environment International*, 30(6), 855–870.

Guerrero, C., Gómez, I., & Mataix-Solera, J. (2007). El uso de enmiendas en la restauración de suelos quemados. *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante*, 119-154.

Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix- Beneyto, J., Gómez, I. (2007). Near-infrared spectroscopy to estimate the maximum temperatures reached on burned soils. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1029-1037.

Hernández, T., García, C., Reinhardt, I. (1997). Shortterm effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 25: 109-116.

Iglesias López, M. T. (1993). Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo en un pinar de repoblación (*Pinus pinaster*) en Arenas de San Pedro (Ávila). Tesis Doctoral. Dpto. Edafología. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid.

Kemper, W.D., Koch, E.J., 1966. Aggregate stability of soils from Western portions of the United States and Canada. *US Dep. Agric. Tech. Bull.* 1355.

Knicker, H. (2007): How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? – A review. *Biogeochemistry*, 85, 91-118.

Larroulet, M. S., Hepper, E. N., Redondo, M. P. A., Belmonte, V., & Urioste, A. M. (2016). The Caldenal ecosystem: Effects of a prescribed burning on soil chemical properties. *Arid Land Research and Management*, 30, 105–119. <https://doi.org/10.1080/15324982.2015.1046198>.

Lasanta, T., & Vicente-Serrano, S. M. (2007). Cambios en la cubierta vegetal en el Pirineo aragonés en los últimos 50 años. *Pirineos*, 162, 125-154.

Lasanta, T., Garcia-Ruiz, J. M., Pérez-Rontomé, C., & Sancho-Marcén, C. (2000). Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of land management after farmland abandonment. *Catena*, 38(4), 265-278.

Lasanta-Martínez, T., Vicente-Serrano, S. M., & Cuadrat-Prats, J. M. (2005). Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25(1), 47-65.

Lehmann, J., Kleber, M., (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528, 60-68.

Llovet, J., Bautista, S., Mayor, Á. G., Serrasolses, I., Alloza, J. A., Bellot, J., & Vallejo, V. R. (2009). Factores de control de la hidrología y erosión post-incendio en suelos mediterráneos. Desde la

parcela al paisaje. *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles* Universitat de València.

Lützwow, M. V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. *European Journal of Soil Science* 57, 426–445. doi:10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x

Marinas, A., & González, R. G. (2008). Calidad nutritiva de los pastos pirenaicos. In *Pastos del Pirineo* (pp. 171-188). Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC.

Martin, D. A., & Moody, J. A. (2001). Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrological Processes*, 15(15), 2893-2903.

Mataix-Solera, J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral (ph-D). Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 330 pp.

Mataix-Solera, J., & Cerdà, A. (2009). 1.1 Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos.

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.

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. doi:10.1016/j.earscirev.2011.08.002

Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118, 77-88.

Mataix-Solera, J., Gómez, I.; Navarro-Pedreño, J.; Guerrero, C., Moral, R. (2002a). Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire* 11: 107-114.

Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Gómez, I., Navarro- Pedreño, J., Mataix, J., Moral R. (1999). "Modifications in N, P, K, Na, Ca, Mg and organic matter contents in a forest soil affected by experimental fire". 6th International meeting on soils with Mediterranean type of climate. Barcelona. Julio 1999. Extended Abstracts, 774-776.

Molina, D. (2009). Fuego prescrito y planes de quema. En: Vélez, R. (Ed.). *La defensa contra incendios forestales: fundamentos y experiencias*. 2nd Ed McGraw- Hill. Madrid.

Montserrat, P., & Villar, L. (1999). Consecuencias ecológicas del Abandono de tierras y de la despoblación rural. *Investigaciones Agrarias. Sistema y Recursos Forestales*, 1, 135– 141.

Montserrat, P.; J. M. Montserrat & G. Montserrat (1984) Estudio de las comunidades de *Echinopartum horridum* en el Pirineo español. *Acta biologica Montana*, 4, 249-257.

Nelson, R.E., Sommers, L.E. (1982). Total carbon and organic matter. En: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.). *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties, second ed.* American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin (USA). pp. 539-557.

Pansu, M., & Gautheyrou, J. (2006). *Handbook of Soil Analysis - Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*. France. Springer.

- Phillips, D. H., Foss, J. E., Buckner, E. R., Evans, R. M., & FitzPatrick, E. A. (2000). Response of surface horizons in an oak forest to prescribed burning. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 754-760.
- Poyatos, R., Latron, J., & Llorens, P. (2003). Land use and land cover change after agricultural abandonment. *Mountain research and development*, 23(4), 362-369.
- 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.
- Reichert, J. M., Suzuki, L. E. A. S., Reinert, D. J., Horn, R., & Håkansson, I. (2009). Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil and Tillage Research*, 102(2), 242-254.
- Ruehlmann, J., & Körschens, M. (2009). Calculating the effect of soil organic matter concentration on soil bulk density. *Soil Science Society of America Journal*, 73(3), 876-885.
- San Emeterio, L., Múgica, L., Gutiérrez, R., Juaristi, A., Pedro, J., Canals, R.M., 2014. Cambios en el nitrógeno edáfico tras la realización de quemas controladas para mejora de pastos pirenaicos. *Pasos* 43, 44–53.
- Santín, C., Doerr, S.H., 2016. Fire effects on soils: The human dimension. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371, 28–34. doi:10.1098/rstb.2015.0171
- Sanz, A. P., Sampériz, P. G., Garcés, B. L. V., Caballud, A. M., Morellón, M., Marcén, C. S., ... & Izquierdo, A. N. (2011). Clima y actividades humanas en la dinámica de la vegetación durante los últimos 2000 años en el Pirineo Central: el registro palinológico de la Basa de la Mora (Macizo de Cotiella). *Zubía*, (23), 17-38.
- Trabaud, L. (1998). Recuperación y regeneración de ecosistemas mediterráneos incendiados.
- Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L.R., Bernia, S., Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379–384.
- Ulery, A. L., Graham, R. C., & Amrhein, C. (1993). Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil science*, 156(5), 358-364.
- Vallejo, V.R., Diaz-Fierros, F., de la Rosa, D., (2005). Impactos sobre los recursos edáficos. En: Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente, pp. 355-398.
- Van Bavel, C.H.M., (1949). Mean weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 17, 416-418.
- Vega, J. A. (2007). Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas. *Wildfire Thematic sesión 8 restauración de zonas quemadas*.
- Vega, J.A., Fernández, C., Fontúrbel, T. (2005). Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation Develop*, 16(1), 37–51.
- Vicente Serrano, S. M., Lasanta Martínez, T., & Cuadrat, J. M. (2000). Transformaciones en el paisaje del Pirineo como consecuencia del abandono de las actividades económicas tradicionales.

Villas, D. B., Herrera, C. M. A., Hernández, J. L. M., Gómez, D., Martí, G. M., & Palacios, S. (2017). ¿ Podemos controlar la expansión del erizón mediante quemas?. *Lucas Mallada: revista de ciencias*, (19), 69-94.

Walkley, A.J., Black, I.A. (1934) Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38.

Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., & Mataix-Beneyto, J. (2007). Nuevas metodologías en la evaluación de suelos quemados: aplicación de índices de calidad de suelos. *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi*, 177-196.

Zuazo, V. H. D., Pleguezuelo, C. R. R., Távira, S. C., & Martínez, J. R. F. (2014). Impacto de la erosión y escorrentía en laderas de agroecosistemas de montaña mediterránea. *Revista Ecosistemas*, 23(1), 66-72.