



Universidad
Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

Ciencias Ambientales

Efectos de las quemas prescritas de matorral sobre las propiedades del suelo y su evolución en la última década. Zona experimental de Tella-Sin (Pirineo Central)

Effects of prescribed shrub burning on soil properties and their evolution over the last decade. Experimental area of Tella-Sin (Central Pyrenees)

Autor/es

Ana Paula Conte Domínguez

Director/es

David Badía Villas

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2023

A mi padre,

El niño sensible que miraba al cielo, leía sobre astrofísica, y ahora la entiende.

Declaración de autoría:

El Trabajo de Fin de Grado que presento para su exposición y defensa es original y todas las fuentes utilizadas para su realización han sido debidamente citadas en el mismo.

En Huesca, a 25 de enero de 2024

Resumen

El cambio global está provocando cambios en los ecosistemas de montaña poniendo en riesgo la integridad del medio natural y la de las poblaciones que viven en estas regiones. Concretamente en el Pirineo Central la matorralización de los pastos a causa del abandono rural y de la ganadería extensiva, provocan pérdidas de biodiversidad, y favorecen una continuidad en el paisaje, que no solo aumenta el riesgo de incendios forestales, sino que disminuye los servicios ecosistémicos que el paisaje en mosaico pirenaico ofrece al hombre. Las quemas prescritas son una valiosa herramienta de gestión y control del proceso sucesional vegetal, que se debe llevar a cabo de forma sostenible para garantizar el éxito y limitar los efectos indeseados de la perturbación en el medio. Para ello, estudiar los efectos que el fuego controlado puede causar en el suelo, resulta imprescindible, debido a que es un recurso no renovable e imprescindible para el desarrollo de la vida en la Tierra, y su protección está en la primera línea de las políticas medioambientales europeas.

Este trabajo estudia los efectos directos (inmediatamente tras la quema) e indirectos (tras 6 y 10 años) del fuego en las propiedades físicas y químicas del suelo (pH, CE, MO, SWR, SAS, y cationes intercambiables) y en la actividad de la comunidad bacteriana mediante su perfil metabólico (CLPP) utilizando Biolog EcoPlate™. Para determinar a qué profundidad de suelo se detectan cambios se muestrea el suelo a 0-1, 1-2, 2-3 cm.

Los resultados indican que la quema prescrita no ha generado efectos inmediatos en las propiedades fisicoquímicas del suelo, sin embargo, los efectos a largo plazo han sido claros, observándose suelos más empobrecidos, tanto en materia orgánica como en nutrientes a partir de los 6 años después del paso del fuego, en todas las profundidades del suelo. Por otro lado, la comunidad bacteriana sufrió una disminución directa a causa del fuego, aunque limitada al primer centímetro de suelo. Tras 10 años la comunidad recupera prácticamente los niveles de actividad anteriores a la quema.

Palabras clave: pasto subalpino, matorralización, quema prescrita, propiedades del suelo, comunidad bacteriana, Biolog EcoPlate.

Abstract

Global change is causing changes in mountain ecosystems, putting the integrity of the natural environment and that of the populations living in these regions at risk. Specifically in the Central Pyrenees, the scrubbing of pastures as a result of rural abandonment and extensive livestock farming is causing a loss of biodiversity and favouring a continuity in the landscape that not only increases the risk of forest fires, but also reduces the ecosystem services that the mosaic landscape of the Pyrenees offers mankind. Prescribed burning is a valuable tool for managing and controlling the process of plant succession, which must be carried out in a sustainable manner to guarantee success and limit the undesired effects of the disturbance on the environment. To this end, it is essential to study the effects that controlled fire can have on the soil, since it is a non-renewable resource that is essential for the development of life on Earth, and its protection is at the forefront of European environmental policies.

This work studies the direct (immediately after burning) and indirect (after 6 and 10 years) effects of fire on soil physical and chemical properties (pH, EC, OM, SWR, SAS, and exchangeable cations) and on the activity of the bacterial community through its metabolic profile (CLPP) using Biolog EcoPlate™. To determine at which soil depth changes are detected, the soil is sampled at 0-1, 1-2, 2-3 cm.

The results indicate that prescribed burning has not generated immediate effects on the physico-chemical properties of the soil, however, the long-term effects have been clear, with more impoverished soils, both in organic matter and nutrients, being observed 6 years after the fire, at all soil depths. On the other hand, the bacterial community suffered a direct decrease due to the fire, although limited to the first centimetre of soil. After 10 years, the community practically recovered pre-fire activity levels.

Keywords: subalpine grassland, scrubland, prescribed burning, soil properties, bacterial community, Biolog EcoPlate.

Índice

1. Introducción	1
1.1 Situación general	1
1.2 El fuego como agente modelador del paisaje pastoral pirenaico	2
1.3 La matorralización de los pastos pirenaicos y las quemas prescritas	3
1.4 Efectos del fuego en las propiedades del suelo	7
1.5 Relación con Objetivos de Desarrollo Sostenible.....	9
2. Objetivos	10
3. Material y Métodos	11
3.1 Área de estudio	11
3.2 Metodología de muestreo	12
3.3 Características de la quema prescrita.....	13
3.4 Metodología analítica.....	15
3.4.1. Preparación de las muestras	15
3.4.2. Metodología analítica. Descripción y cálculos	17
3.4.2.1. Determinación de propiedades físicas y químicas.....	18
pH	18
Conductividad eléctrica	18
Materia orgánica total	19
Persistencia a la repelencia al agua	20
Estabilidad estructural	21
Cationes intercambiables	23
3.4.2.2. Determinación de propiedades biológicas.....	28
Perfil fisiológico de la comunidad bacteriana (CLPP).....	28
3.5 Análisis estadístico y tratamiento de los datos.....	31
4. Resultados y discusión	32
4.1 Propiedades físicas y químicas	32

4.1.1 pH	32
4.1.2 Conductividad eléctrica	33
4.1.3 Materia orgánica total	36
4.1.4 Repelencia al agua.....	38
4.1.5 Estabilidad estructural de los agregados	42
4.1.6 Cationes intercambiables	44
4.1.7 Resumen general: Análisis de componentes principales (ACP)	49
4.2 Propiedades biológicas.....	52
4.2.1. Evolución temporal de la actividad metabólica potencial de la comunidad bacteriana. Análisis del grado de desarrollo del color (AWCD)	52
4.2.2 Diversidad microbiana y funcional	55
4.2.3 Actividad metabólica bacteriana por familias de sustrato	57
4.2.4 Recuperación de la comunidad bacteriana con el tiempo	62
5. Conclusiones	70
6. Agradecimientos.....	72
7. Bibliografía	74
8. Anexos.....	89

Índice de figuras

Figura 1. Factores que favorecen la matorralización.....	4
Figura 2. Fases del proceso de sucesión vegetal	5
Figura 3. Esquema de evolución tras una quema prescrita.....	5
Figura 4. Evolución biomasa vegetal en relación con el pastoreo	6
Figura 5. Localización área de estudio.....	11
Figura 6. Entorno paisajístico de la quema y zona de muestreo	13
Figura 7. Imagen de la quema prescrita (marzo de 2021).....	13
Figura 8. Evolución de la temperatura durante la quema prescrita.....	15
Figura 9. Tamizado de agregados de 1-2 mm	16
Figura 10. Muestras de suelo secas al aire	16
Figura 11. Parte del proceso de análisis de materia orgánica por calcinación	20
Figura 12. Parte del proceso del análisis de la estabilidad estructural	22
Figura 13. Extractos para análisis de cationes intercambiables	23
Figura 14. Extractos de Ca^{2+} y Mg^{2+} . Espectrómetro de absorción atómica.....	24
Figura 15. Rectas calibrado Ca^{2+}	25
Figura 16. Rectas de calibrado para el Mg^{2+}	26
Figura 17. Fotometría de llama	27
Figura 18. Recta de calibrado del K^{+}	27
Figura 19. Recta de calibrado del Na^{+}	27
Figura 20. Fuentes de carbono de las placas Biolog Ecoplate	28
Figura 21. Placa Biolog Ecoplate	28
Figura 22. Programa informático del lector de placas OnmiLog	29
Figura 23. Esquema del procedimiento para la obtención de CLPP.....	30
Figura 24. Evolución del pH en los diferentes tratamientos.....	33
Figura 25. Evolución de la conductividad eléctrica en los diferentes tratamientos.....	35
Figura 26. Evolución de la materia orgánica en los diferentes tratamientos	37
Figura 27. Evolución de la repelencia al agua del suelo	40
Figura 28. Evolución de la estabilidad estructural en los diferentes tratamientos	42
Figura 29. Evolución de los cationes intercambiables en los diferentes tratamientos.....	45
Figura 30. Análisis de Componentes Principales (ACP).....	50
Figura 31. Evolución de la actividad metabólica bacteriana (AWCD)	52
Figura 32. Actividad metabólica bacteriana máxima (AWCD máx.).....	54
Figura 33. Índices de diversidad para la comunidad bacteriana	56
Figura 34. Actividad metabólica bacteriana según las familias de sustratos	59
Figura 35. Evolución de la actividad bacteriana tras la quema.....	65

Figura 36. HeatMap de la actividad bacteriana por familias de sustratos y tratamiento.....	67
Figura 37. Área de estudio tras la quema I	89
Figura 38. Área de estudio tras la quema II	89
Figura 39. Eliminación del estrato arbustivo para muestreo suelo.....	90
Figura 40. Superficie del suelo preparada para muestrear	90

Índice de tablas

Tabla 1. Coordenadas UTM y altitud de los puntos de muestreo	12
Tabla 2. Fechas de las quemas, superficie quemada y pendiente de las parcelas	14
Tabla 3. Temperaturas registradas en la quema prescrita	14
Tabla 4. Tipos de conservación y preparación de las muestras	16
Tabla 5. Determinaciones analíticas en laboratorio.....	17
Tabla 6. Clases de persistencia a la repelencia al agua.....	20
Tabla 7. Interpretación de los valores de estabilidad estructural	22
Tabla 8. Resumen de los resultados de propiedades físicas y químicas.....	51
Tabla 9. Matriz de correlación de Pearson.....	51
Tabla 10. Correlación entre variables y factores del ACP	91
Tabla 11. Puntuaciones factoriales de las observaciones del ACP	91
Tabla 12. Contribución de las variables en el ACP	91

1. Introducción

1.1 Situación general

El Pirineo es un territorio donde el fuego antropogénico se lleva utilizando en la gestión del paisaje desde la Edad Media, y la interacción ancestral de este fuego junto con el herbivorismo ha sido la creadora de gran parte de los actuales pastos de estas zonas montañosas (Múgica et al., 2021; Rius et al., 2009). Se trata de pastos subclimáticos, por debajo del límite del bosque, para cuyo mantenimiento se requiere de la persistencia de las citadas perturbaciones (herbivoría, quemas o desbroces) (Gómez et al., 2009; Guadilla-Sáez et al., 2019).

Actualmente, la combinación de fuego controlado y pastoreo guiado (herbivorismo pírico) sigue siendo una valiosa herramienta de conservación y gestión de los ecosistemas de montaña (Canals, 2019). De hecho, hoy en día, las quemas prescritas desempeñan un importante papel ecológico en el mantenimiento de especies vegetales y el ciclo de nutrientes del suelo en pastizales (Rai et al., 2023).

La gestión sostenible de este medio natural debe afrontar nuevos escenarios impulsados por el cambio global (San Emeterio et al., 2016), y más concretamente, por el cambio climático y de usos del suelo (Canals, 2019). Por tanto, el uso del fuego como agente modelador del paisaje y de los servicios del ecosistema pastoral debe realizarse atendiendo a este criterio de sostenibilidad, para lo cual deben llevarse a cabo estudios que ahonden en este tema.

Una cuestión importante que se lleva estudiando desde hace tiempo es el efecto que tiene el fuego sobre las propiedades del suelo. Esta es una cuestión que no se puede obviar, ya que los servicios ecosistémicos terrestres representan el 60% del total de los servicios ecosistémicos mundiales (Saccá et al., 2017), y el suelo es un recurso vital, limitado, no renovable e irremplazable, imprescindible para la vida en el planeta (Propuesta de Directiva 2023/0232/COD del Parlamento y del Consejo, de 5 de julio de 2023). Una de sus funciones primordiales es la de asiento natural para la producción de alimentos y materias primas de las cuales dependen todas las sociedades del mundo (Burbano-Orjuela, 2016), categoría donde entran los pastos pirenaicos.

Los pastos pirenaicos, al igual que los suelos, son proveedores de otros muchos servicios ecosistémicos como el control de la erosión del suelo, protección contra incendios, regulación del clima y del ciclo hidrológico, alimentación animal y paisaje cultural, entre otros (Badía et al., 2017; Durán et al., 2020; Gómez-García et al., 2009; Reiné, 2018; San Emeterio et al., 2016).

Las directrices de la Unión Europea incluyen los prados y pastos entre las comunidades dignas de ser conservadas (Fillat, 2003). De hecho, cuatro comunidades de pastos de puerto del Pirineo oscense son hábitats de interés comunitario por su alta biodiversidad (Reiné, 2018; VV.AA., 2009), es decir, están dentro de la Red Natura 2000 y, por lo tanto, se deben proteger. Según Reiné et al. (2014) el fomento de la ganadería extensiva sería una de las formas de hacerlo.

Un problema recurrente en la actualidad es la amenaza de la biodiversidad de los pastos por el abandono de las actividades agrarias (Reiné, 2018), que tiene como consecuencia su matorralización (Lasanta et al., 2015).

La preservación de la biodiversidad es de interés prioritario en todos los Planes de Gestión y políticas sectoriales que pueden afectarla directa o indirectamente. Según la Agencia Europea de Medio Ambiente, los mayores índices de biodiversidad coinciden con niveles bajos de utilización de insumos y tierras de alto valor natural (HVNF, High Value Nature Farmland), que en su mayor parte son áreas de pastoreo semi-naturales (Bernués & Olaizola, 2007).

Por lo tanto, proteger los suelos y los pastos es una cuestión importante, a la cual las políticas europeas cada vez dan más importancia, y las quemas prescritas son una herramienta de gestión que podría trabajar en beneficio de estos objetivos.

Actualmente está en proceso de aprobación la Ley de vigilancia del suelo, y declara que “con el fin de mantener o mejorar la salud del suelo, los suelos deben ser gestionados de manera sostenible. La gestión sostenible del suelo favorecerá la prestación a largo plazo de servicios del suelo” (Propuesta de Directiva 2023/0232/COD del Parlamento y Consejo, de 5 de julio de 2023).

Si bien, la realidad social y política actual parece que acaban de descubrir la importancia de los suelos, es bien sabido que el paisaje pirenaico, y por ende sus suelos, están fuertemente intervenidos por el ser humano desde la Prehistoria (Miras et al., 2010), dando lugar a un paisaje en mosaico de gran valor ambiental, socioeconómico y cultural, donde el fuego jugó un papel importante.

1.2 El fuego como agente modelador del paisaje pastoral pirenaico

El fuego y el hombre han tenido una interacción estrecha desde el inicio de los tiempos, considerándose como la primera perturbación humana a escala de paisaje y la primera herramienta antropogénica que ha afectado a la dinámica de los ecosistemas (Doerr & Santín, 2016).

Análisis paleoecológicos (polen y partículas de macrocarbón), en lagos y turberas principalmente, son fuentes de abundante y valiosa información sobre el régimen de los fuegos y la composición florística de tiempos pasados, con la que se recrea la posible actividad agrosilvopastoral de nuestros antepasados (Rius et al., 2009).

Estas prácticas posiblemente llevaron a cambios en la estructura y en el aspecto de los bosques. Gómez et al. (2009) recrea la imagen de la cordillera de los Pirineos durante los últimos milenios, que debió tener un paisaje muy diferente al actual, cubierto por grandes extensiones de bosques dominantes, densos y cerrados, además de glaciares en sus cumbres y grandes mamíferos habitando sus rincones. No es hasta los últimos mil años cuando aparece un paisaje pirenaico similar al actual, con una distribución espacial en mosaico, más compleja y heterogénea, más abierto y luminoso, dando lugar a un paisaje de gran valor ambiental, socioeconómico y cultural.

Este cambio en el paisaje está ligado al aumento de los pastos a expensas del bosque, todo ello fruto de la “domesticación” de la montaña por parte del hombre, con el fin de viabilizar la agricultura, la ganadería, y, por ende, el desarrollo humano en esta región (Gómez et al., 2009). Esta domesticación del paisaje pirenaico se llevó a cabo mediante perturbaciones de baja intensidad hechas por el hombre (Guadilla-Sáez et al., 2019), siendo el fuego y el pastoreo, como ya se ha dicho, unos de los principales agentes moldeadores del paisaje, tanto en el Pirineo como en regiones similares del resto de Europa (San Emeterio et al., 2016).

También se tiene conocimiento de la quema de matorrales con el fin de mejorar la palatabilidad y la calidad bromatológica del pasto (Lasanta, 2010).

1.3 La matorralización de los pastos pirenaicos y las quemas prescritas

En el origen del estudio de los pastos pirenaicos, estos se identificaban como “agrobiosistemas” por poseer gran complejidad en su estructura y dinámica, y se definían como un sistema de interacciones “planta - medio físico – herbívoro - manejo humano” (Montserrat, 1964).

Los pastos de puerto son un tipo determinado de pastos, definidos como el “recurso herbáceo de verano que se aprovecha por pastoreo extensivo”. Se ubica en los pisos alpino y subalpino (incluso en el montano) y en los supra-, oro- y crioromediterráneo. Generalmente son pastos con relativa humedad y elevada densidad, que reciben ganado trashumante o transterminante (Ferrer et al., 2001).

Desde la segunda mitad del siglo XX los pastos han ido sufriendo una **matorralización** (*Figura 1*) a causa del despoblamiento rural motivado por la inviabilidad económica de la agricultura tradicional y la ganadería extensiva (Debussche et al., 1999).

La problemática de los agroecosistemas de montaña ha venido por la salida de un sistema socioeconómico que podía considerarse casi cerrado, debido a factores externos como la industrialización, los mercados, el transporte, la mano de obra, etc.

Y así aparece la “crisis general de la montaña” (Revilla, 1987), en el lugar donde antes el hombre pirenaico miraba a su montaña como una fuente de bienes y oportunidades para su ganado, y que, habiendo alcanzado un equilibrio trasladado desde culturas centenarias, ahora se desmorona, entre otras causas, por la despoblación y el envejecimiento progresivo (Montserrat & Villar, 2007).

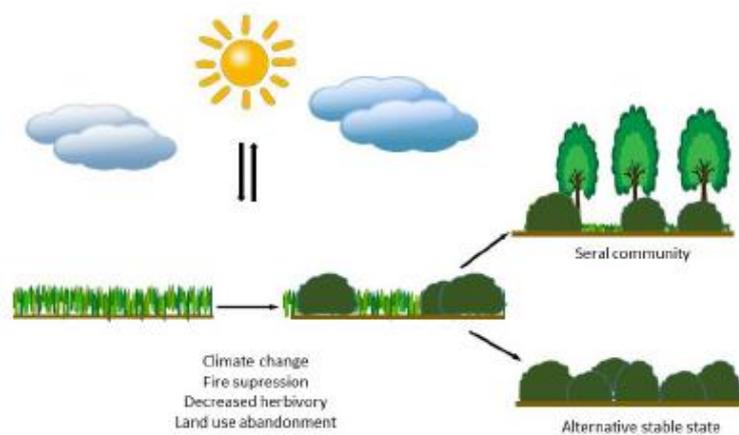


Figura 1. Factores que favorecen la matorralización de los pastos. Fuente: Canals, (2019).

Desde el punto de vista ecológico, la colonización leñosa de los pastos se desencadena al ser comunidades subclimáticas por debajo del cinturón alpino (García-Ruiz et al., 2021). Los cambios en el paisaje ocurren relativamente rápido en cuanto a la sucesión vegetal (*Figura 2*) se refiere (Farina, 2007) y la velocidad depende de las condiciones ambientales y de la gestión humana (Lasanta et al., 2015).

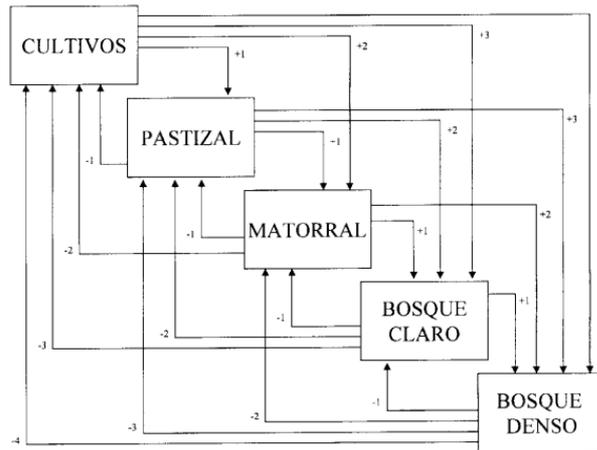


Figura 2. Fases del proceso de sucesión vegetal. Fuente: Lasanta y Vicente-Serrano (2007).

Las **quemadas prescritas** consisten en la aplicación controlada de fuego bajo condiciones atmosféricas favorables por parte de los profesionales del fuego (Mora et al., 2022), y se utilizan en la actualidad, de forma singular o repetida, para (i) frenar la matorralización y recuperar los pastos, lo que lleva a un aumento de la diversidad florística y el mantenimiento de la ganadería extensiva, dos de las principales líneas de trabajo de las políticas agrícolas y medioambientales europeas; y para (ii) la prevención de incendios forestales (Figura 3), evitando la acumulación de combustible y la continuidad del paisaje, generando un paisaje en mosaico.

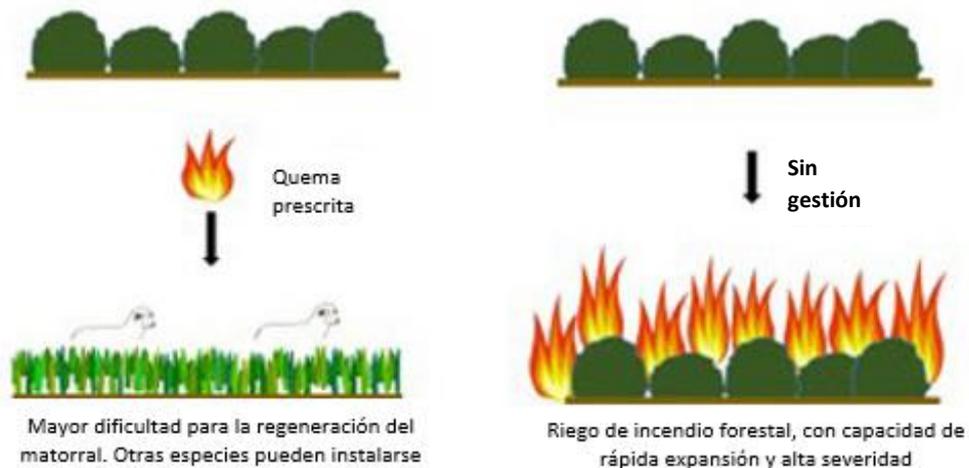


Figura 3. Esquema de la posible evolución del ecosistema tras una quema prescrita o sin realizar ningún tipo de gestión dejando que la matorralización alcance etapas maduras. La imagen original ha sido modificada exclusivamente con fines educativos. Fuente: Canals, (2019).

Una de las principales especies colonizadoras del Pirineo Central es el *Echinopartum horridum* (Vahl) Rothm., matorral espinoso que forma comunidades prácticamente monoespecíficas (Komac et al., 2011) y altamente inflamables (Martín-

Ramos et al., 2020). El calentamiento global podría afectar al proceso sucesional, y la expansión de *Echinopartum horridum* podría acelerarse, siendo las quemas prescritas un método adecuado de control, manteniendo su efecto con el pastoreo (Komac et al., 2013).

El pasto requiere de la defoliación del herbívoro para su conservación, sin el cual la vegetación se embastece y pierde calidad (Montserrat, 2009). Por tanto, el uso de quemas controladas para reducir la cobertura de *Echinopartum horridum* requiere la introducción de ganado en las parcelas quemadas para promover el consumo de sus plántulas cuando aún son comestibles, lo que facilitaría la colonización de la especie pastoril (Girona et al., 2018c) (Figura 4).

Un pastoreo intermedio, ni excesivo ni de muy baja carga y realizado con varias especies, favorece el mantenimiento de una diversidad mayor que la que quedaría tras la recuperación uniforme del matorral (Aldezábal et al., 1992, citado en Fillat, 2003).

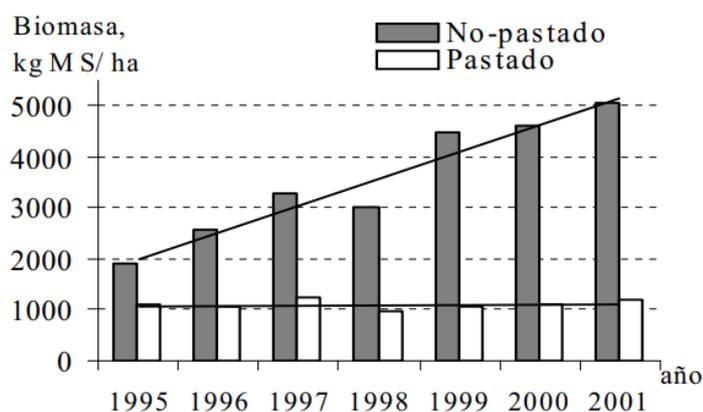


Figura 4. Evolución de la biomasa aérea del estrato arbustivo en Áreas Pastadas y No Pastadas (1995-2001) en diversas zonas de control de pastos forestales en Bescós de la Garcipollera (Huesca). Fuente: Casasús et al., (2001), citado en Bernués & Olaizola, (2007).

Atendiendo al segundo objetivo de las quemas prescritas, hay evidencias de que los cambios bruscos en los regímenes de incendios no sólo son causados por el cambio climático sino, además, por el cambio en la cantidad y forma de gestión del combustible en el monte (Pausas & Keeley, 2014). Como dicen Santín y Doerr (2016), los incendios provocados por el hombre han transformado los paisajes, pero también los cambios en el uso del suelo provocados por el hombre han alterado los regímenes de incendios.

Los incendios forestales de alta severidad son los que suelen degradar el suelo, pero las quemas prescritas tienden a ser de baja severidad, minimizando los efectos adversos sobre el suelo, demostrando ser una buena herramienta de gestión forestal (Francos & Úbeda, 2021).

1.4 Efectos del fuego en las propiedades del suelo

El fuego puede producir cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo como se registra en numerosos estudios (Badía et al., 2014; Caon et al., 2014; Certini, 2005; Hernández et al., 1997; Mataix-Solera & Cerdà, 2009; Úbeda et al., 2005).

Estos efectos pueden ser directos, producidos por las altas temperaturas y la combustión del suelo durante la quema prescrita, o indirectos, debidos al cambio de las condiciones edafoclimáticas post-fuego, principalmente por el aporte de cenizas y sobre todo por la pérdida de la cubierta vegetal. El suelo desnudo frente a las lluvias, viento y otros agentes erosivos, aumenta el riesgo potencial de degradación (Mataix-Solera & Guerrero, 2007).

Los efectos directos se evalúan inmediatamente después del incendio, antes de las primeras lluvias (<1-3 meses), y los indirectos se suelen evaluar a corto plazo, (de 1-3 meses a 1 año), a medio plazo (de 1-3 meses a 3-5 años) y a largo plazo (>3-5 años) (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021).

Los efectos provocados por las quemas prescritas suelen ser superficiales, debido a la inercia térmica que posee el suelo y a su contenido en humedad (Badía et al., 2017), aunque dependiendo de las temperaturas máximas y del tiempo de permanencia del fuego, la profundidad puede variar (Girona et al., 2018b).

En cuanto a los efectos en las propiedades del suelo, la bibliografía recoge multitud de comportamientos distintos, que se expondrán en el apartado de resultados y discusión. A continuación, se exponen las tendencias más extendidas del efecto el fuego sobre el suelo.

La materia orgánica (MO) es una de las propiedades del suelo más afectadas por el fuego. Aunque su degradación ocurra solo en los primeros centímetros de suelo (Knicker, 2007), es ahí donde se encuentra la mayor cantidad de MO. Si la MO se pierde, la resiliencia de este suelo tras el fuego se verá comprometida, ya que propiedades del suelo íntimamente relacionadas con la MO tienden a verse afectadas negativamente, como la estructura, retención de agua, la CIC y, por ende, la fertilidad del suelo, la cantidad y diversidad de microorganismos en el suelo. Todo lo anterior finalmente conduciría a una complicada e inefectiva regeneración vegetal de especies herbáceas tras la eliminación del matorral invasivo, siendo este uno de los objetivos finales de las quemas prescritas.

Hay ocasiones en que no se observan cambios en la cantidad de MO (Certini et al., 2011), pero si en la calidad de la materia orgánica, que experimenta una tendencia a la aromaticidad, lo que se traduce en un aumento de la recalcitrancia.

El fuego causa una liberación de nutrientes por la combustión y mineralización de la materia orgánica, además de por la adición y posterior disolución de las cenizas provenientes de los restos vegetales calcinados (Bodí et al., 2014). A causa de esta aportación de nutrientes se suele ver un incremento inmediato tras el fuego del pH (Badía & Martí, 2003; Freidenreich et al., 2020; Sherman et al., 2005), de la conductividad eléctrica (Alcañiz et al., 2020; Certini, 2005; Hernández et al., 1997; Kutiel & Inbar, 1993; Ludwig et al., 1998) y de la concentración de cationes de cambio (Arocena & Opio, 2003; Badía et al., 2017). Estos efectos tienden a ser efímeros (no siempre), e incluso puede llegar a disminuir si hay pérdida de nutrientes por movilización y lixiviación.

La repelencia al agua provocada por el fuego suele aparecer por la volatilización de compuestos orgánicos de la superficie, muchos de origen lipídico, que migran en profundidad y condensan al llegar a capas más frías (Almendros et al., 1989; Badía et al., 2014; Certini et al., 2011; DeBano, 2000; Robichaud & Hungerford, 2000). Esta propiedad depende de la severidad del fuego. Las temperaturas deben ser suficientes como para desintegrar la materia orgánica, pero no demasiado altas ya que se perdería por completo.

La estabilidad estructural (SAS) puede descender debido a la pérdida de MO por calcinación (Badía & Martí, 2003), que es uno de los principales factores estructurantes del suelo. Pero en ocasiones aumenta debido al aumento de la repelencia (Mataix-Solera & Doerr, 2004) y/o al aumento de la MO debido al aporte de material vegetal semipirolizado (Mataix-Solera & Cerdà, 2009).

Los microorganismos que habitan en el suelo son los que se encargan del 80-90% de todos los procesos edáficos, además de ser los responsables de la fertilidad y calidad del suelo (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021), cuestión esencial para el ser humano, en el actual escenario de cambio global.

Estos reaccionan inmediatamente tras el fuego y sufren daños incluso con temperaturas bajas y corta duración (Santín & Doerr, 2016), destruyendo gran parte de la biomasa bacteriana (Armas-Herrera et al., 2018; Barreiro & Díaz-Raviña, 2021; Certini, 2005) en los centímetros más superficiales del suelo. En capas inferiores es común encontrar aumentos en la actividad metabólica debidos al aumento del carbono soluble y de los nutrientes provenientes de los microorganismos muertos (Barreiro et al., 2010; Choromanska & Deluca, 2002; Mataix-Solera & Cerdà, 2009).

En general, las poblaciones microbianas del suelo tienden a reducirse inmediatamente después de un incendio, pero se recuperan rápidamente (Neary et al., 1999). Esta recuperación de la biomasa microbiana suele depender de diferentes factores como la severidad del incendio, la resiliencia del suelo y las condiciones ambientales

(Barreiro & Díaz-Raviña, 2021), que permitan la acumulación de nueva materia orgánica en el suelo, y la recuperación de la producción primaria o cubierta vegetal (Holden & Treseder, 2013) tras el paso del fuego.

1.5 Relación con Objetivos de Desarrollo Sostenible

En relación con la Agenda 2030 aprobada por la ONU como plan maestro hacia un futuro sostenible, estudiar el grado de Ciencias Ambientales proporciona conocimientos que permiten desarrollar y agudizar la percepción del medio natural que le rodea, entender la importancia de conservarlo y mantener su equilibrio natural.

Con todo lo anterior se entiende que este trabajo fomenta numerosos Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), entre los cuales se encuentran:



Objetivo 4. Educación de calidad

Conseguir avances a la hora de ampliar el acceso a la educación y fomentar la igualdad de oportunidades.



Objetivo 13. Acción por el clima

Tras los océanos, los suelos son el mayor sumidero de carbono del planeta. Conocer su funcionamiento nos permite un correcto manejo de ellos, contribuyendo a disminuir las emisiones de CO₂. Además, el buen uso de los suelos y su correcta gestión favorece la producción de alimento de forma sostenida en el tiempo, indispensable para nuestro futuro tendente a la superpoblación.



Objetivo 15. Vida de ecosistemas terrestres

La naturaleza tiene un valor innato que nadie puede discutir. Proteger los ecosistemas terrestres es indispensable para que la vida en la tierra sea posible. Por su parte, los suelos son unos de los principales componentes de los ecosistemas terrestres ofreciendo multitud de servicios y funciones como la de sostén y nutrición para vegetales y animales, por supuesto, incluido el ser humano.

2. Objetivos

El **objetivo principal** de este trabajo es conocer los efectos directos e indirectos sobre las propiedades del suelo que causan las quemas prescritas, llevadas a cabo para disminuir el matorral de erizón y generar pasto para para la alimentación del ganado.

Los **Objetivos específicos** del trabajo se exponen a continuación:

- Evaluar la afección directa sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo y valorar qué espesor de suelo puede verse afectado con las quemas prescritas.
- Evaluar los efectos directos sobre la microbiota del suelo y valorar qué espesor de suelo puede verse afectado con este tipo de quemas.
- Analizar la evolución temporal de los efectos en las propiedades anteriormente citadas tras las quemas prescritas para conocer la resiliencia del ecosistema, es decir, los efectos indirectos.
- Determinar con lo anterior la severidad de la quema y la idoneidad de este tipo de gestión para este determinado caso.

3. Material y métodos

3.1 Área de estudio

La zona de estudio se sitúa en una extensa zona de pastos situada dentro del término municipal de Tella-Sin, en la comarca pirenaica del Sobrarbe, Huesca.

Estos pastos se sitúan en laderas de fuerte pendiente (25-35%), a una altitud comprendida entre los 1600-1800 msnm, por lo tanto, son considerados pastos subalpinos. La precipitación media anual es de unos 1700 mm y la temperatura media anual de 5°C (Armas-Herrera et al., 2016). Las parcelas estudiadas (*Figura 5*) están a los pies de dos picos montañosos, Portiello de Tella (2089 m.) y Peña L'Altura (2289 m.).

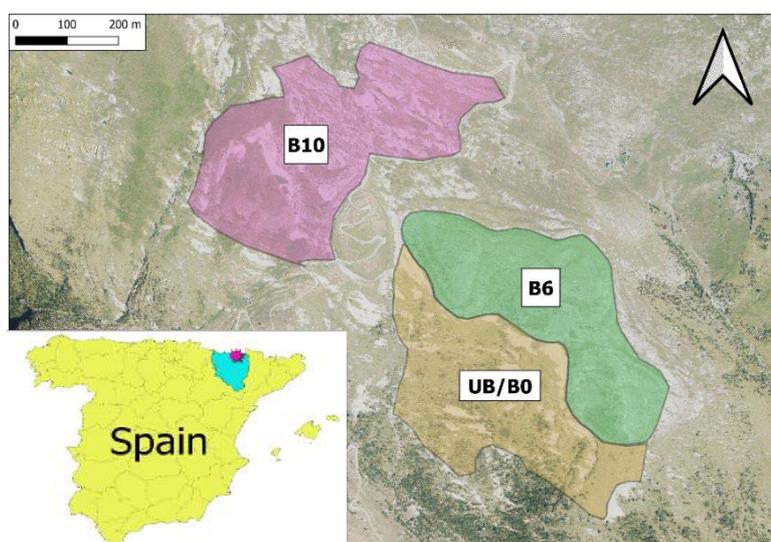


Figura 5. Área de estudio. Parcela UB/B0 se muestrea el suelo control y el recién quemado; parcela B6 se muestrea suelo quemado hace 6 años; y en la parcela B10, se muestrea el suelo quemado hace 10 años. Fuente: Andoni Alfaro Leranoz.

Los suelos presentan un espesor irregular, generalmente escaso, alternando con grandes zonas de afloramientos rocosos de caliza (Armas-Herrera et al., 2018). En las zonas donde el suelo es más profundo crecen dos de las principales asociaciones fitosociológicas de pastos del Pirineo, *Bromion erecti* Koch 1926 y *Nardion strictae* Braun-Blanquet 1926.

El suelo se clasifica como Hypereutric Epileptic Cambisol (Loamic, Humic) (IUSS Working Group WRB, 2014)

Años atrás, ovejas, cabras, caballos y vacas subían a alimentarse en la época estival, actualmente la cabaña ganadera se ha reducido dos tercios de la registrada 50 años atrás. Esta disminución de la presión ganadera ha provocado que el erizón (*Echinopartum horridum* (Vahl) Rothm.) se instale con una cubierta cercana al 100 %, con

la presencia de algún boj (*Buxus sempervirens* L.), (Armas-Herrera et al., 2016; Mora et al., 2022), lo que ha provocado la disminución drástica de la biodiversidad (Alfaro-Leranz et al., 2023).

3.2 Metodología de muestreo

El diseño experimental se basa en **4 tratamientos** que hacen referencia al tiempo que ha transcurrido desde la quema prescrita (control (UB), recién quemado (B0), quemado hace 6 años (B6) y quemado hace 10 años (B10)). Las muestras se recogen de 3 parcelas, en las que se llevaron a cabo las diferentes quemas prescritas (*Tabla 2*). El control y el quemado se muestrean en los mismos puntos para poder apreciar los efectos inmediatos tras la quema. En cada parcela se muestrean **4 puntos o réplicas** de campo elegidas aleatoriamente.

En B0, B6 y B10 el muestreo siempre se hace del suelo que está debajo de la mata de erizón, para asegurar la homogeneidad de las muestras y la representatividad del muestreo, y, como es lógico, para poder analizar lo que ocurre en el suelo cuando estos matorrales se queman.

Cada punto se delimita con un cuadrado de 0,5 x 0,5 metros, se elimina la planta de erizón y la capa superficial de vegetación (horizonte O). En el caso de los puntos recién quemados, se elimina en la medida de lo posible la ceniza y restos carbonizados, y se muestrea el horizonte Ah cuidadosamente.

Tabla 1. Coordenadas UTM y altitud de los puntos de muestreo (4 réplicas de cada tratamiento). Fuente: Elaboración propia.

Punto	Coordenada X	Coordenada Y	Altitud (m)
UB_1	268548 E	4720504 N	1756
UB_2	268585 E	4720494 N	1753
UB_3	268588 E	4720461 N	1740
UB_4	268586 E	4720457 N	1744
B ₀ _1	268548 E	4720504 N	1756
B ₀ _2	268585 E	4720494 N	1753
B ₀ _3	268588 E	4720461 N	1740
B ₀ _4	268586 E	4720457 N	1744
B ₆ _1	268885 E	4720556 N	1803
B ₆ _2	268914 E	4720516 N	1797
B ₆ _3	268946 E	4720508 N	1798
B ₆ _4	268969 E	4720504 N	1802
B ₁₀ _1	268374 E	4720777 N	1825
B ₁₀ _2	268346 E	4720801 N	1832
B ₁₀ _3	268380 E	4720801 N	1831
B ₁₀ _4	268384 E	4720726 N	1808



Figura 6. Entorno del área de la quema y del muestreo. Fuente: Ana P. Conte.

Se decapa el suelo y se recoge muestra de los **3 primeros centímetros** por separado, centímetro a centímetro. De esta forma, para cada tratamiento se recogen un total de 12 muestras, por lo tanto, finalmente se tiene un total 48 muestras.

En la *Tabla 1* se detalla la localización exacta de cada uno de los puntos de muestreo, según el sistema de referencia espacial UTM ETRS89 Huso 31T.

3.3 Características de la quema prescrita

Las quemas prescritas las llevan a cabo el EPRIF (Equipos de Prevención Integral de Incendios Forestales) de Aragón y las BRIF (Brigadas de Refuerzo contra Incendios Forestales) de Daroca, en este caso, a petición un ganadero local.



Figura 7. Quema prescrita realizada en el término municipal de Tella -Sin, Pirineo oscense (marzo de 2021). Fuente: Ana P. Conte.

Las fechas de realización, las hectáreas de terreno quemadas y las pendientes de cada parcela se resumen en *Tabla 2*.

Tabla 2. Fechas de realización de las quemas prescritas, superficie quemada y pendiente de las laderas. Fuente: Elaboración propia.

ID	Fecha quema	Sup. quemada (ha)	Pendiente (%)
B10	11/febrero/2011	12,2	31
B6	15/abril/2015	9,3	35
B0	2/marzo/2021	10	25

Las medidas de temperatura se realizaron en un único punto durante la quema de 2021 utilizando termopares tipo K en la superficie del suelo, a 1 y 2 cm de profundidad (n=3).

Se registra una alta amplitud térmica, donde la temperatura máxima en superficie fue de 812°C pasando a 39°C en el primer centímetro, y a 21°C, similar a la temperatura ambiente, en el segundo centímetro. El tiempo de residencia de la temperatura en superficie queda resumido en la *Tabla 3*.

La *Figura 8* muestra la evolución de la temperatura en el suelo. Se observa como en la superficie del suelo la temperatura asciende muy rápidamente. Tarda 10 minutos en llegar a 100°C, y tan solo 5 minutos en pasar de 100°C al máximo de 812°C. El enfriamiento se dilata más en el tiempo. El ritmo de aumento de la temperatura en el primer centímetro no es simultáneo al de la superficie, y tarda bastante más tiempo en aumentar, llegando a la temperatura máxima 1 hora y 8 minutos más tarde. Esto refleja la capacidad de amortiguación del suelo frente al calor.

Tabla 3. Temperaturas registradas durante la quema prescrita de 2021. Fuente: Alfaro-Leranz et al., (2023).

T ^a máxima	(°C)
Superficie	812
1 cm	39
2 cm	21
Tiempo de residencia de T ^a	(minutos)
< 60 ^a	123,5
60-100 °C	6,2
101-200°C	6,3
201-300°C	2
301-400 °C	1,5
>400 ^a C	6

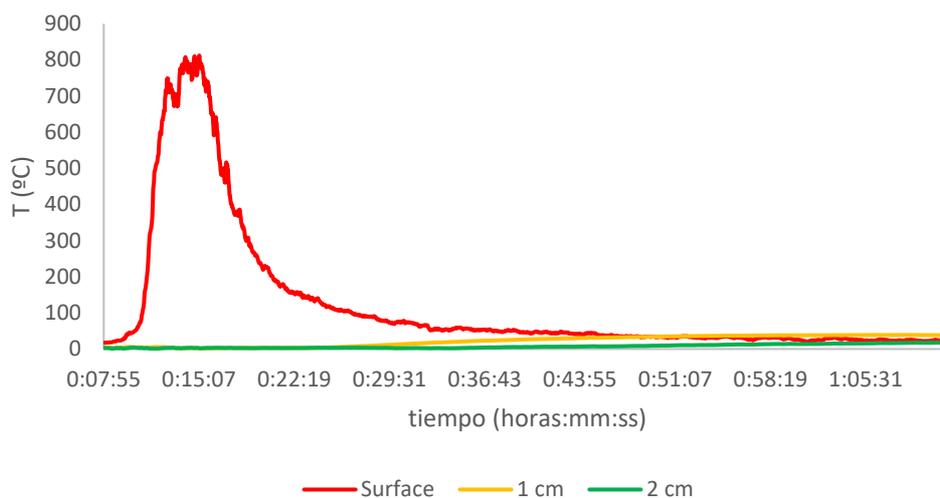


Figura 8. Evolución de la temperatura en el suelo durante la quema prescrita de 2021. Fuente: Andoni Alfaro Leranoz.

3.4 Metodología analítica

3.4.1 Preparación de las muestras

Las muestras recogidas en campo deben ser embolsadas y debidamente etiquetadas. Tras esto, se almacenan en frío (4°C) para conservarlas hasta el momento de la preparación de las muestras, que varía dependiendo del análisis posterior (*Tabla 4*).

Para las pruebas biológicas las muestras se almacenan en frío (4°C) durante unos días hasta que se lleva a cabo la determinación.

Para las demás pruebas analíticas (pH, conductividad eléctrica (CE), cationes de cambio, y repelencia al agua (SWR)) las muestras de suelo se secan al aire, sobre papel (*Figura 10*). Una vez secas, se tamizan a tierra fina (<2mm), ayudado de un rodillo para romper los agregados más resistentes, y se almacenan en recipientes de plástico, cerrados y debidamente etiquetados.

Para la determinación de la materia orgánica total (MOT), parte de la tierra fina seca al aire se pulveriza en un mortero de cerámica, para asegurar la homogeneidad de la muestra, y de nuevo se almacena correctamente.

La estabilidad estructural (SAS) requiere pasar la tierra fina por un tamiz de 1mm, pero en este caso se recoge la muestra de suelo que no pasa por el tamiz, así lo que se obtiene son los agregados entre 1-2 mm (*Figura 9*).



Figura 9. Tamizado de agregados de 1-2 mm de tamaño. Fuente: Ana P. Conte.

Tabla 4. Tipos de conservación y preparación de las muestras. Fuente: Elaboración propia.

Muestra de suelo	Propiedades analíticas
Frío (4°C)	Biológicas (perfiles metabólicos)
Tierra fina, seca al aire	pH, CE, cationes de cambio, SWR
Pulverizada, seca a 105°C	MOT
Tierra entre 1-2 mm	SAS



Figura 10. Muestras de suelo secas al aire. Fuente: Ana P. Conte.

3.4.2 Métodos analíticos. Descripción y cálculos

Las determinaciones realizadas en este trabajo y los métodos con las que se llevaron a cabo quedan resumidas en la *Tabla 5*.

Tabla 5. Determinaciones y métodos analitos aplicados en laboratorio. Fuente: Elaboración propia.

Propiedad	Método analítico
pH	Potenciometría (extracto 1:5)
CE	Conductimetría (extracto 1:5)
MOT	Calcinación (LOI, <i>Loss on Ignition</i>)
Repelencia al agua	WDPT (<i>Water Drop Penetration Time</i>)
SAS	Método de Kemper y Koch (1966) y actualizado por Schinner et al., (1996)
Cationes intercambiables	(Extracto NH ₄ Ac)
Ca²⁺ y el Mg²⁺	Espectroscopía de Absorción Atómica $\lambda = 422,7\text{nm}$ (Ca ²⁺); $\lambda = 285,2\text{nm}$ (Mg ²⁺)
Na⁺ y K⁺	Fotometría de llama
Perfil fisiológico de la comunidad bacteriana (CLPP)	Biolog EcoPlate™ (Solución salina 1:10)

Todos los procedimientos estándar para las determinaciones, excepto los relativos al CLPP, están recogidos en el manual “Caracterización de suelos: Métodos e interpretación de resultados” (Badía & Martí, 2017), que se toma como manual de referencia.

Se llevan a cabo 2 réplicas analíticas de todas las propiedades (n=96), excepto para el perfil fisiológica de la comunidad bacteriana (CLPP). En el caso de la repelencia al agua, el método seguido (WDPT) ya incluye las réplicas analíticas (8 gotas).

La determinación de los cationes intercambiables se ha llevado a cabo en el laboratorio de Química Analíticas de la Escuela Politécnica Superior de Huesca (EPSH).

Para el CLPP la suspensión de suelo se llevó a cabo en el laboratorio de Producción Vegetal de la EPSH. La inoculación de las placas y su lectura se llevó a cabo en el Instituto Pirenaico de Ecología (IPE) mediante lector automatizado OmniLog® para la caracterización taxonómica y fisiológica de microorganismos.

La SAS se realizó en laboratorio de Producción Vegetal de la EPSH y el resto de las propiedades se llevaron a cabo en el laboratorio de Investigación de Edafología de la EPSH.

3.4.2.1. Determinación de propiedades físicas y químicas

➤ pH

El pH o reacción del suelo, es la medida de la concentración de protones (H^+) en la solución del suelo.

Se lleva a cabo mediante el método potenciométrico para el que se requiere un pHmetro (electrodo de vidrio) correctamente calibrado.

El método potenciométrico se basa en la medida del potencial eléctrico que se genera en la membrana de vidrio, por la diferencia de concentraciones de iones H^+ a ambos lados de la membrana.

Para determinar el pH se colocan 10 g de suelo en el recipiente y se le añaden 50 ml de agua destilada (siempre relación 1:5). Los extractos se llevan al agitador para que los H^+ de la solución del suelo pasen a la solución de agua y poder cuantificarlos con el pHmetro. Pasados aproximadamente 30' se realiza la medición del pH introduciendo el electrodo en la solución.

El extracto para determinar el pH suele ser 1;2,5 pero en este caso se aumentó la dilución debido a la alta cantidad de materia orgánica.

➤ Conductividad eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica de un extracto de suelo se basa en la capacidad de la solución acuosa de dejar pasar una corriente eléctrica. La intensidad de la corriente eléctrica dependerá de la concentración de iones que haya en la solución.

Se debe realizar un extracto acuso con el suelo a analizar, para el cual la agitación es imprescindible, con la que se consigue que las sales más solubles que el yeso se disuelvan en agua, y así pasen a estar disociadas en aniones y cationes cargados eléctricamente.

Se necesita un conductímetro previamente calibrado con una solución de cloruro potásico (KCl).

El método conductimétrico se basa en el paso de una pequeña corriente eléctrica entre dos electrodos separados a una distancia determinada. La señal eléctrica depende de la cantidad de iones en solución.

Para determinar la conductividad eléctrica se colocan 10 g de suelo en el recipiente y se le añaden 50 ml de agua destilada (siempre relación 1:5). Los extractos se llevan al agitador durante 2 horas. Una vez pasado este tiempo se dejan reposar para que decante

el suelo. Una vez el sobrenadante está limpio, se procede a la lectura (mS/cm o $\mu\text{S/cm}$) introduciendo los electrodos, con cuidado de no enturbiar la muestra.

➤ **Materia orgánica total (MOT)**

La MO se puede estimar por calcinación a 500-600 °C, también llamado LOI (*Loss on ignition*). A estas temperaturas la MO se oxida completamente a CO_2 . Esta transformación final de MO a gas implica cambios en el peso de la muestra. La diferencia de pesos antes y después del shock térmico indicará la cantidad de MO que contenía la muestra.

Es un método sencillo, pero no muy riguroso, ya que los resultados pueden variar dependiendo de cuestiones como la cantidad de muestra usada, el tiempo de exposición, incluso el lugar donde se coloca la muestra dentro de la mufla.

El procedimiento a seguir es el siguiente: La muestra triturada se coloca en unos crisoles cerámicos (*Figura 14.B*) y se seca en la estufa a 105°C durante 24 horas. Inmediatamente después de sacar las muestras de la estufa, se introducen en el desecador para que no cojan nada de humedad. Se recogen los pesos (DW_{105}) y se vuelven a llevar al desecador. Una vez la mufla está precalentada a 550°C, se introducen los crisoles rápidamente permaneciendo dentro 4 horas (*Figura 14.A*). Tras la calcinación de las muestras, se deja enfriar la mufla y se sacan los crisoles que se vuelven a introducir en el desecador. Se vuelven a recoger los pesos (DW_{550}). La diferencia de peso, transformado a % (*Ecuación 1*), es la cantidad de MO total que tiene el suelo.

$$LOI_{550} = \left(\frac{DW_{105} - DW_{550}}{DW_{105}} \right) \times 100 \quad [\text{Ecuación 1}]$$

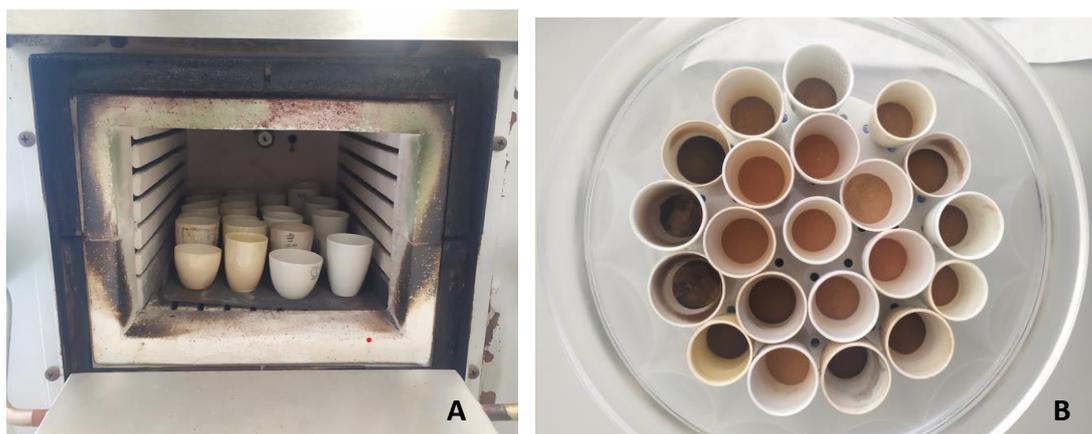


Figura 11. A y B. Parte del proceso de análisis de la materia orgánica total. Crisoles con muestra triturada de suelo, dentro de la mufla (A) y después de la calcinación en el desecador (B). Fuente: Ana P. Conte.

➤ Persistencia de la repelencia al agua (SWR)

La SWR se determina mediante el método WDPT (*Water Drop Penetration Time*), que consiste en aplicar gotas de agua destilada a la superficie de la muestra de suelo, midiendo el tiempo (segundos) hasta que esta se infiltra completamente en el suelo. Cuanta más repelencia tenga el suelo, mayor será el tiempo que tarda el suelo en absorber la gota de agua.

Es un método sencillo que requiere poca preparación. La muestra de tierra fina se coloca en un recipiente donde la superficie pueda quedar plana y sin irregularidades (placa de Petri), para evitar posibles desplazamientos de la gota en caso de hidrofobicidad.

Se aplican gotas de agua destilada con una pipeta Pasteur. A cada muestra se le aplicaron 8 gotas (réplicas), siempre sobre superficie seca.

Los resultados obtenidos se clasifican en 5 clases (*Tabla 6*) propuestas en Doerr (1998), dependiendo de la intensidad de la SWR.

Tabla 6. Clases de persistencia de la repelencia a partir de Doerr (1998). Fuente: Elaboración propia.

Clases	Tiempo (segundos)
Hidrofilico (H)	<5
Ligeramente repelente (LR)	5-60
Fuertemente repelente (FR)	60-600
Severamente repelente (SR)	600-3600
Extremadamente repelente (ER)	> 3600

➤ Estabilidad estructural de los agregados (SAS)

La SAS (Soil Aggregate Stability) medida a través del método de tamizado en húmedo, siguiendo el método de Kemper y Koch (1996), simula las fuerzas de fraccionamiento que son ejercidas sobre el suelo por las aguas de escorrentía o cuando se encuentran en condiciones de inmersión.

Las muestras de tierra fina se vuelven a tamizar a 1 mm, y se recogen los agregados del suelo que el tamiz retiene, que serán los de diámetro entre 1-2 mm.

Se colocan 4 g (W) de estos agregados en unos tamices específicos (*Figura 12.C*) del tamizador automático. Las cubetas del aparato se rellenan con 80 ml de agua destilada (*Figura 12.A*). Tras colocar los tamices correctamente (*Figura 12.B*) para que el agua los cubra se enciende el tamizador y se deja en funcionamiento 5 minutos, lo más exactos posibles. Pasado este tiempo se lavan los tamices cuidadosamente con agua destilada para separar el material desagregado de los agregados todavía estables, y estos se trasvasan a recipientes metálicos (pesar el recipiente M1) aptos para el calor. Se llevan a la estufa a 105°C durante 24 horas, hasta registrar un peso constante. Tras este tiempo se vuelven a pesar (M2).

A continuación, se añade pirofosfato sódico para romper los agregados estables (*Figura 12.D*), y se deja actuar durante 2 horas. Pasado el tiempo, se aplica fuerza con una varilla para asegurar la destrucción de los agregados. Este material se hace pasar por el tamiz, que se lava con agua, dejando pasar todo el material excepto la fracción de arena >0,25 mm que quedan retenidas. Estas arenas, se trasvasan a un recipiente y se llevan a la estufa a 105°C hasta llegar a un peso constante. Finalmente se pesan (M3). Para conocer el porcentaje de SAS se utiliza la *Ecuación 2*.

Para interpretar los resultados se utilizan las clases de la *Tabla 7* establecidas por Kemper y Koch (1966).

$$SAS (\%) = \left(\frac{M_2 - M_3}{W - (M_3 - M_1)} \right) \times 100 \quad [Ecuación 2]$$

W= peso de muestra (4g)

M1= tara del recipiente (g)

M2=tara del recipiente + peso de agregados y arenas (g)

M3=tara del recipiente + peso de arenas (g)

M2-M3=peso de agregados estable (g)

Tabla 7. Interpretación de los valores de SAS según Kemper y Koch (1966). Fuente: Elaboración propia.

% SAS	Clase
80-100	Agregados muy estables
60-79	Agregados estables
40-59	Agregados moderadamente estables
20-39	Agregados poco estables
0-19	Agregados muy poco estables



Figura 12. A, B, C y D. Tamizador eléctrico (A y B) con sus tamices específicos (C). Dispersión de los agregados estables por el efecto del pirofosfato sódico (D). Fuente: Ana P. Conte.

➤ Cationes intercambiables

Para extraer los cationes del complejo de cambio se realiza una extracción con acetato amónico NH_4Ac 1M (1:20). Lo que ocurre en esta extracción es que al estar en amonio en exceso dentro la solución, este satura el complejo de cambio, ocupando todos los sitios y desplazando al resto de cationes a la solución.

En este trabajo se reduce la muestra de suelo usada (3 g) para realizar el extracto ya que eran muestras muy orgánicas.

Se colocan los 3 g de suelo en los recipientes y se llevan a cabo 3 extracciones consecutivas. Para cada extracción se agita 5' en el agitador rotatorio y se centrifuga 10'. Los sobrenadantes se filtran en un matraz aforado de 50 ml (*Figura 13*), que finalmente se enrasa con agua. Debido al gran número de muestras ($n=96$), se añade a los extractos una gota de cloroformo para conservarlos de una posible contaminación microbiana durante el tiempo que duren las determinaciones.

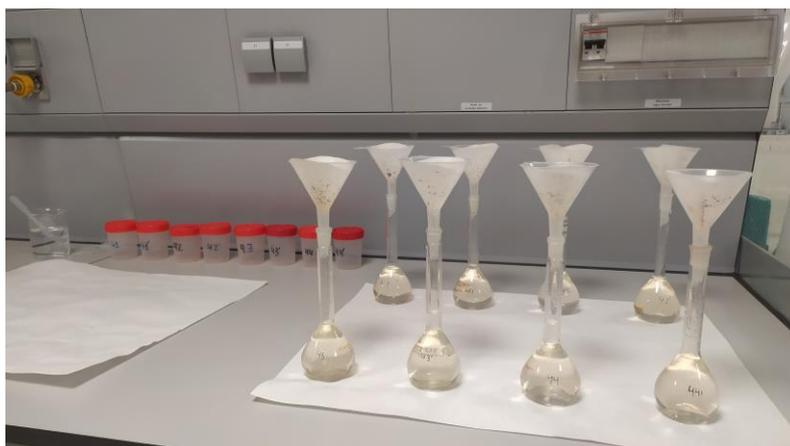


Figura 13. Extractos para el análisis de cationes intercambiables. Fuente: Ana P. Conte.

Determinación del Ca^{2+} y Mg^{2+} por espectroscopía de absorción atómica (EAA)

La EAA permite analizar elementos, principalmente metálicos. El principio general de esta técnica es la medición de energía absorbida por el elemento químico a determinar tras hacer incidir sobre una muestra, que contenga dicho elemento, una radiación de luz monocromática específica ($\lambda = 422,7\text{nm}$ (Ca^{2+}); $\lambda = 285,2\text{nm}$ (Mg^{2+})). La radiación absorbida se determina por diferencia entre la radiación incidente (inicial) y la radiación después de la interacción con la muestra.

Primero se preparan los patrones, a partir de una disolución madre, para cada uno de los elementos. A continuación, se pone en marcha el equipo. Se miden los patrones y

se calcula la recta de calibrado. Seguidamente, se mide una de las muestras para ver si se necesita hacer una dilución, puesto que la señal puede quedar fuera de la recta de calibrado y de esta forma no podría ser calculada la concentración del elemento. Se realizaron diluciones tanto para el Ca^{2+} como para el Mg^{2+} (Figura 14.A). Una vez las señales están dentro de la recta de calibrado, se procede a medir nuestras muestras de forma ordenada para que no haya confusiones (Figuras 14.B)



Figura 14. A y B. Extractos y diluciones (A) para analizar el Ca^{2+} y el Mg^{2+} mediante Espectroscopía de Absorción Atómica (B). Fuente: Ana Paula Conte.

Cálculos

Con la recta patrón obtenemos la ecuación de la recta (Figuras 15. A, B y C y Figura 16. A y B), donde sustituyendo la “Y” con las señales obtenidas de nuestras muestras, podemos calcular la concentración de analito, en este caso de los cationes. Es muy importante estar atento al factor de dilución, ya que las absorbancias registradas deben multiplicarse por este factor para obtener la concentración en la muestra original. Una vez se tienen los ppm de los cationes de cambio, se hacen las operaciones necesarias para expresarlo en $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$.

Se hacen calibrados cada vez que el blanco varía o se cambia de grupo de muestras. Esta es la razón de tener varias rectas de calibrado para un mismo elemento.

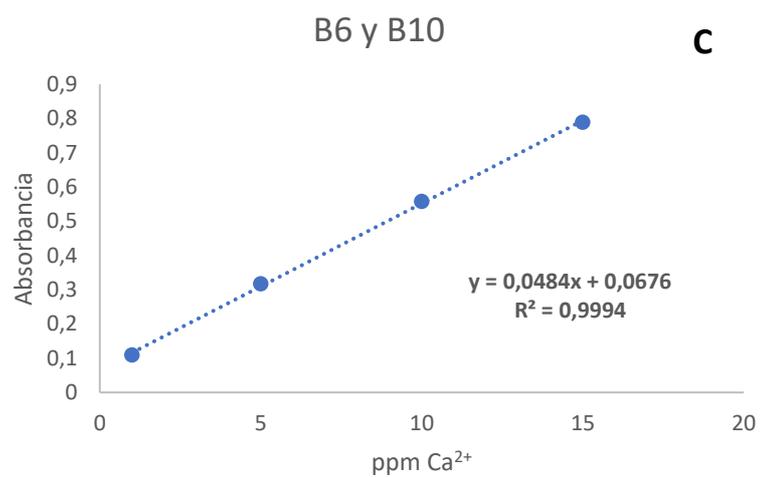
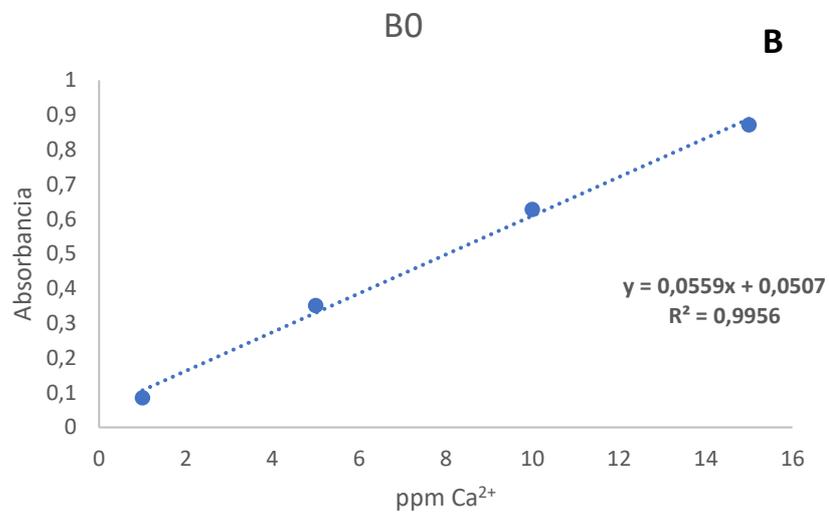
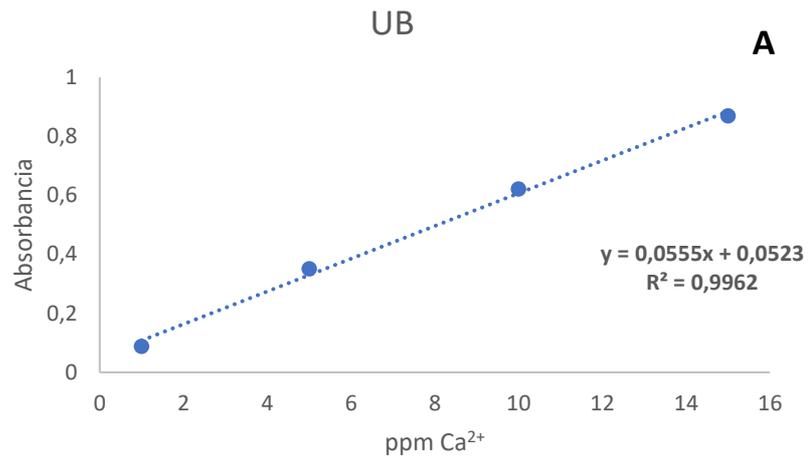


Figura 15. A, B y C. Rectas de calibrado del Ca²⁺ para los diferentes tratamientos estudiados. Fuente: Elaboración propia.

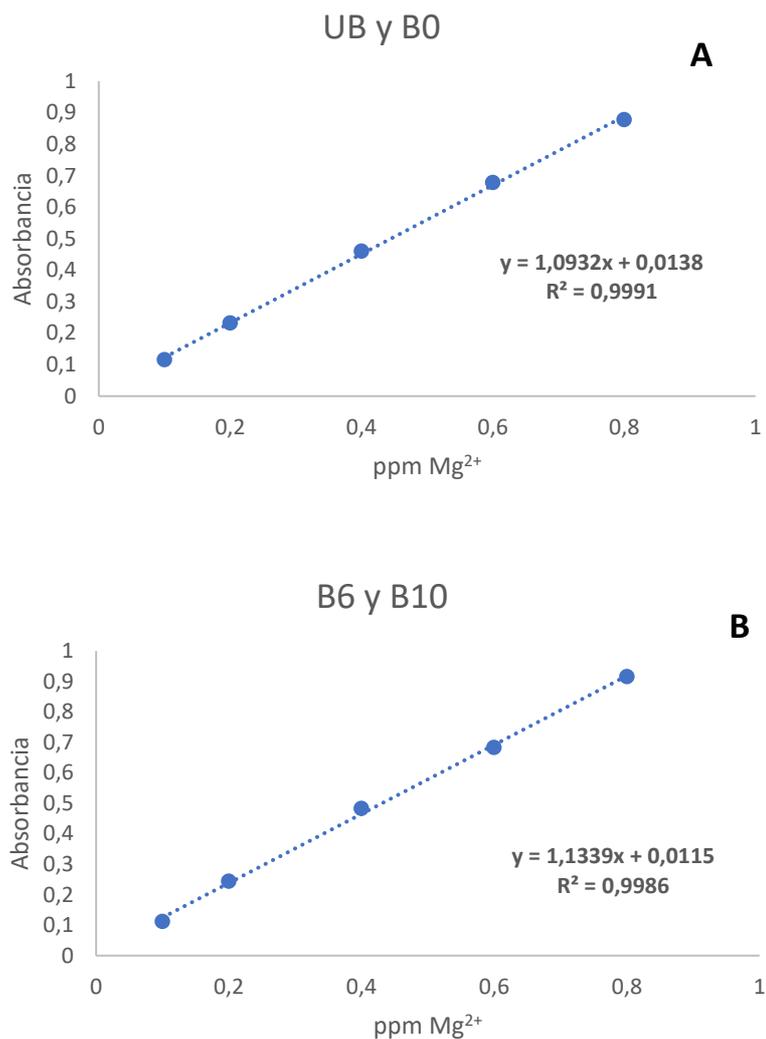


Figura 16. A y B. Rectas de calibrado del Mg^{2+} para los diferentes tratamientos estudiados. Fuente: Elaboración propia.

Determinación del K^+ y Na^+ mediante fotometría de llama.

A diferencia de lo que ocurre en EAA, en fotometría de llama los átomos excitados (por las altas temperaturas de la llama) generan un espectro de emisión característico de cada elemento.

El equipo debe encenderse 30' antes para que la señal se estabilice y se ajusta el cero con el solvente, en este caso la solución de NH_4Ac . Primero se realizan las lecturas de los patrones (a partir de una disolución madre de 500 ppm) e inmediatamente la de los extractos de suelo, para evitar desajustes del equipo (Figura 17).

En este caso no hubo que hacer diluciones.



Figura 17. Fotómetro de llama donde se analizan el K^+ y el Na^+ intercambiables. Los botes con tapa roja son los extractos y los matraces aforados lo patrones. Fuente: Ana P. Conte.

Cálculos

Los valores de señal obtenidos se interpolan en la recta de calibrado (Figuras 9 y 10) y se obtiene la concentración de analito. Una vez se tienen los ppm de los cationes de cambio se hacen las operaciones necesaria para expresarlo en $cmol_{(+)} kg^{-1}$.

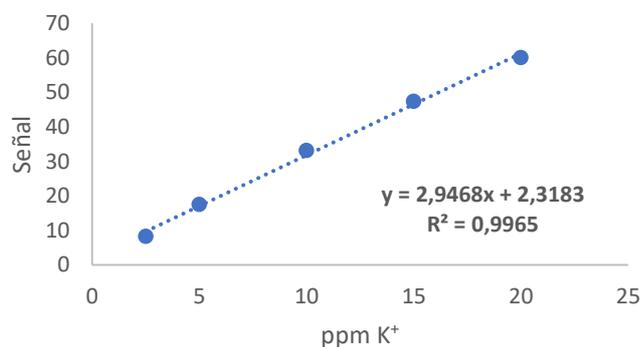


Figura 18. Recta de calibrado del K^+ . Fuente: Elaboración propia

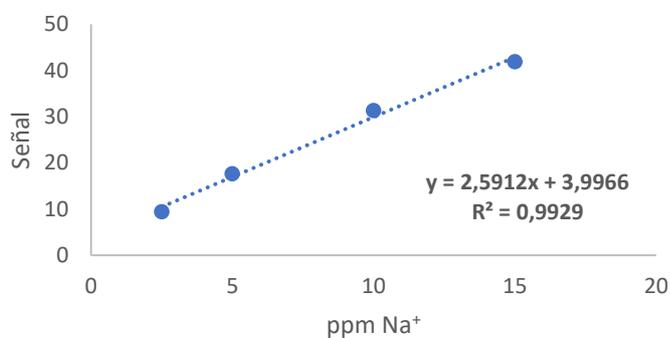


Figura 19. Recta de calibrado de Na^+ . Fuente: Elaboración propia.

3.4.2.2 Determinación de propiedades biológicas

➤ Perfil fisiológico de la comunidad bacteriana (CLPP)

El perfil fisiológico de la comunidad bacteriana o CLPP (Community–Level Physiological Profiling) se determina mediante Biolog EcoPlate (BIOLOG INC, Hayward, CA), placas con 31 sustratos, fuente de carbono, y un control de agua, replicados 3 veces (Figuras 20 y 21).

A1 Water	A2 β-Methyl-D-Glucoside	A3 D-Galactonic Acid γ-Lactone	A4 L-Arginine	A5 Water	A6 β-Methyl-D-Glucoside	A7 D-Galactonic Acid γ-Lactone	A8 L-Arginine	A9 Water	A10 β-Methyl-D-Glucoside	A11 D-Galactonic Acid γ-Lactone	A12 L-Arginine
B1 Pyruvic Acid Methyl Ester	B2 D-Xylose	B3 D-Galacturonic Acid	B4 L-Asparagine	B5 Pyruvic Acid Methyl Ester	B6 D-Xylose	B7 D-Galacturonic Acid	B8 L-Asparagine	B9 Pyruvic Acid Methyl Ester	B10 D-Xylose	B11 D-Galacturonic Acid	B12 L-Asparagine
C1 Tween 40	C2 i-Erythritol	C3 2-Hydroxy Benzoic Acid	C4 L-Phenylalanine	C5 Tween 40	C6 i-Erythritol	C7 2-Hydroxy Benzoic Acid	C8 L-Phenylalanine	C9 Tween 40	C10 i-Erythritol	C11 2-Hydroxy Benzoic Acid	C12 L-Phenylalanine
D1 Tween 80	D2 D-Mannitol	D3 4-Hydroxy Benzoic Acid	D4 L-Serine	D5 Tween 80	D6 D-Mannitol	D7 4-Hydroxy Benzoic Acid	D8 L-Serine	D9 Tween 80	D10 D-Mannitol	D11 4-Hydroxy Benzoic Acid	D12 L-Serine
E1 α-Cyclodextrin	E2 N-Acetyl-D-Glucosamine	E3 γ-Amino Butyric Acid	E4 L-Threonine	E5 α-Cyclodextrin	E6 N-Acetyl-D-Glucosamine	E7 γ-Amino Butyric Acid	E8 L-Threonine	E9 α-Cyclodextrin	E10 N-Acetyl-D-Glucosamine	E11 γ-Amino Butyric Acid	E12 L-Threonine
F1 Glycogen	F2 D-Glucosaminic Acid	F3 Itaconic Acid	F4 Glycyl-L-Glutamic Acid	F5 Glycogen	F6 D-Glucosaminic Acid	F7 Itaconic Acid	F8 Glycyl-L-Glutamic Acid	F9 Glycogen	F10 D-Glucosaminic Acid	F11 Itaconic Acid	F12 Glycyl-L-Glutamic Acid
G1 D-Cellobiose	G2 Glucose-1-Phosphate	G3 α-Keto Butyric Acid	G4 Phenylethylamine	G5 D-Cellobiose	G6 Glucose-1-Phosphate	G7 α-Keto Butyric Acid	G8 Phenylethylamine	G9 D-Cellobiose	G10 Glucose-1-Phosphate	G11 α-Keto Butyric Acid	G12 Phenylethylamine
H1 α-D-Lactose	H2 D,L-α-Glycerol Phosphate	H3 D-Malic Acid	H4 Putrescine	H5 α-D-Lactose	H6 D,L-α-Glycerol Phosphate	H7 D-Malic Acid	H8 Putrescine	H9 α-D-Lactose	H10 D,L-α-Glycerol Phosphate	H11 D-Malic Acid	H12 Putrescine

Figura 20. Fuentes de carbono de las placas Biolog EcoPlates. Fuente: <https://www.biolog.com/wp-content/uploads/2023/08/00A-012-Rev-F-EcoPlate-IFU.pdf>.

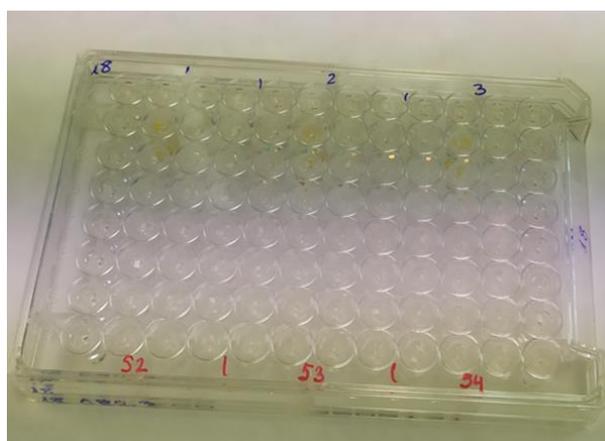


Figura 21. Placa Biolog EcoPlate marcada para el análisis. Fuente: Ana P. Conte.

El procedimiento completo queda resumido en la Figura 23. Primero se llevan a cabo las suspensiones de suelo en una solución de cloruro sódico autoclave al 0,85% 1:10 (suelo fresco:solución salina) y 3 g de microesferas de vidrio, que se dispersaron físicamente agitando en un agitador orbital (220 rpm) durante 30 minutos. Tras la agitación,

la suspensión de suelo se centrifugó 10 minutos a 2600 rpm. El sobrenadante se decantó cuidadosamente y se centrifugó de nuevo (2600 rpm) durante 10 minutos más. Se pipetearon cuidadosamente 2 ml del sobrenadante resultante y se transfirieron a cubetas de 30 ml que contenían 18 ml de solución de cloruro sódico al 0,85% para autoclaves.

Las placas se inoculan con las suspensiones de suelo (130 µl / pocillo) y se incuban a 25 °C en lector automatizado OmniLog®.

Tras la inoculación e incubación de las placas durante 240 horas (10 días), se obtienen los valores de AWCD (Average Well Color Development). El AWCD es una medida de la respiración de las bacterias presentes. Estas reacciones de oxidación reducen un reactivo, el tetrazolio (una sal redox), que vira a color morado proporcionalmente a la intensidad de la actividad metabólica. Es decir, cuanto más intenso sea el morado, mayor es la actividad metabólica bacteriana.

El AWCD tiene unidades OnmilLog (OL units). La cámara digital OmniLog mide el nivel de color de cada pocillo (mediante una fotografía en blanco y negro) en Unidades OmniLog, una escala patentada que mide la transmisión de la luz (Figura 22). Una OL de 0 representa un 100% de transmisión de luz, mientras que una OL de 500 representa un 0% de transmisión (Cruz et al., 2020).

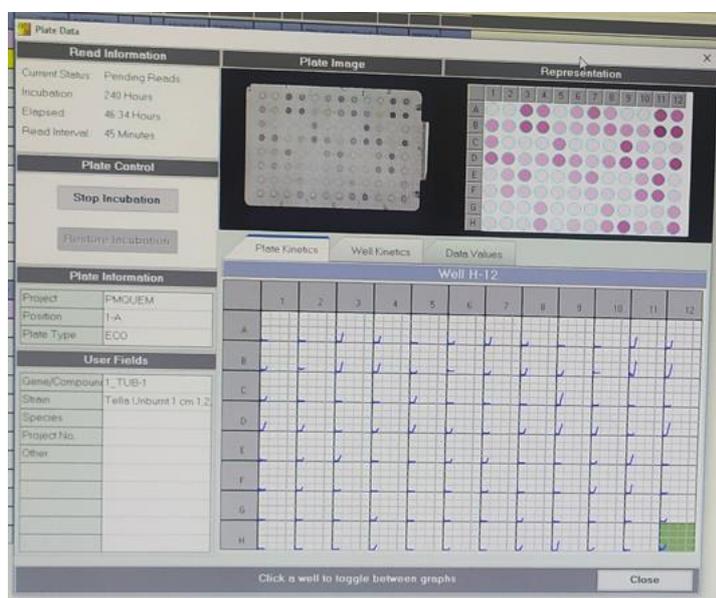


Figura 22. Programa informático del lector de placas OmniLog donde se registra la evolución del AWCD. Fuente: Ana P. Conte.

No siempre las EcoPlate se miden con el lector Omnilog (unidades OL), y se usan otros lectores de placas que se basan en la densidad óptica (unidades OD), generalmente al 596 nm (Gamo & Shoji, 1999). Con el fin de poder comparar resultados en la bibliografía

se debe saber la conversión entre unidades. Estas son comparables, y la OL puede calcularse como 500 veces la DO.

Los valores de AWCD de cada placa se recogen cada 45 minutos, por lo tanto, se obtienen 321 valores para cada pocillo, durante las 240 horas. Cada placa tiene 31 sustratos (pocillos) diferentes, repetidos en 3 réplicas, por lo tanto, en cada placa hay 93 pocillos monitoreados. Como resultado final cada placa ofrece 9951 valores de AWCD.

Se ha trabajado con 12 placas Biolog EcoPlate, que corresponden a las tres profundidades (0-1 cm, 1-2 cm y 2-3 cm) de cada una los cuatro tratamientos estudiados (UB, B0, B6 y B10). Como las placas solo pueden hacer 3 réplicas, se ha eliminado una de las 4 réplicas de campo.

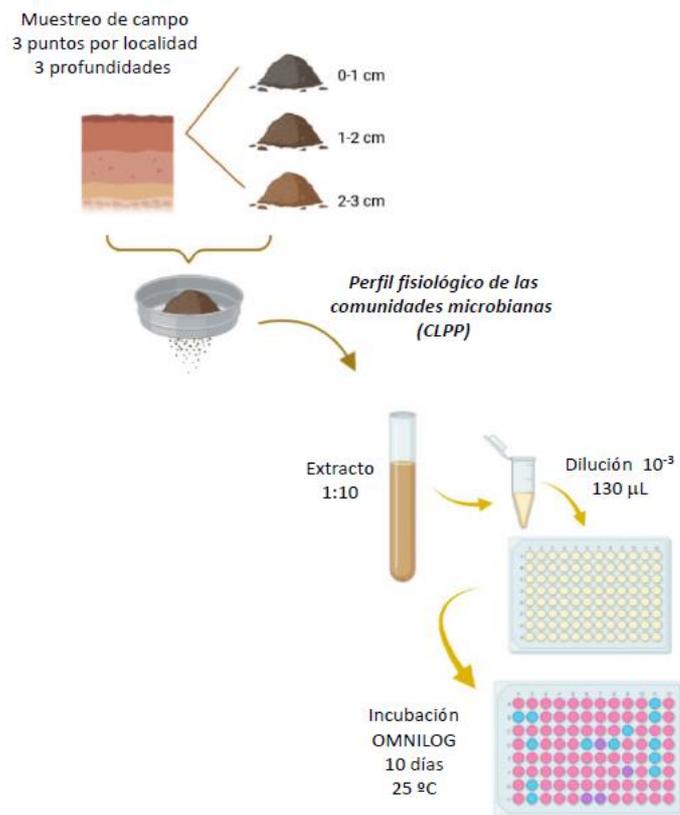


Figura 23. Esquema del procedimiento para determinar CLPP mediante Biolog EcoPlate.
Fuente: Clara Martí.

3.5 Análisis estadístico y tratamiento de los datos

Se realiza un ANOVA de 2 factores para analizar la varianza significativa de la respuesta del suelo al tiempo de quema prescrita (tratamiento) y a la profundidad del suelo, y la interacción entre los dos factores (tratamiento * profundidad). La comparación por pares de la prueba HSD de Tukey ($p < 0,05$) también se utilizó para evaluar la significación de las diferencias en las variables de respuesta. También se realizó una correlación de Pearson para identificar relaciones entre las propiedades del suelo estudiadas.

Para cumplir los supuestos de las pruebas ANOVA, las variables se sometieron a las pruebas de normalidad y homocedasticidad.

Los análisis anteriores se realizaron con el programa StatView para Windows versión 5.0.1 (SAS Institute Inc., 1992-1998, Cary, North Carolina, USA).

También se realizó un análisis de componentes (ACP) para obtener una visión sintética de la variación de los parámetros edáficos en las tres profundidades del suelo, a lo largo de la secuencia temporal estudiada. Además, también se llevó a cabo un análisis cluster mediante un HeatMap bajo el criterio de desviación estándar (umbral=5).

Estos dos últimos análisis se llevaron a cabo con el programa (XLSTAT 2023.2.1414.1414. Addinsoft, Paris, France).

Tras un análisis exploratorio de los datos, para cada muestra de suelo se calcularon los siguientes parámetros:

- La riqueza (S) de sustratos utilizados en las EcoPlate, como indicador de la actividad metabólica global de los microorganismos del suelo.
- El índice de diversidad de Shannon (H') (*Ecuación 3*), indica la diversidad de los sustratos consumidos por la comunidad.

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad [\text{Ecuación 3}]$$

- Índice de Pielou (J) (*Ecuación 4*), indica la equidad en el consumo de los sustratos.

$$J = \frac{H}{\ln(S)} \quad [\text{Ecuación 4}]$$

- La media de los sustratos separándolos en familias (aminas, aminoácidos, carbohidratos, ácidos carboxílicos, fenoles y polímeros).

4. Resultados y discusión

Los resultados del trabajo se exponen en dos grandes secciones: propiedades fisicoquímicas y propiedades biológicas. Durante o al final de cada sección se hace una discusión general que facilita la comprensión de los resultados obtenidos, y los coloca en el contexto científico con la finalidad de verificar su validez.

4.1. Propiedades físicas y químicas

4.1.1 pH

Los suelos de los cuatro tratamientos estudiados tienen unos valores de pH que van de ligeramente ácidos a neutros (de 6,3 a 7,0).

El pH no es significativamente diferente ni en profundidad ($p=0,874$), ni por tratamiento ($p=0,165$), ni por supuesto, en la interacción entre ambos ($p=0,997$). Estos resultados no son raros y abundan en la bibliografía, y en Alcañiz et al. (2020) se informa de que en aproximadamente el 50% de los estudios que revisaron, no hubo cambios estadísticamente significativos en el pH. La ausencia de respuesta en esta propiedad con el fuego ya se pudo ver en anteriores trabajos en la misma zona de estudio (Girona et al., 2018a). Por lo general, los eventos de quema que no modifican los valores de pH son quemadas prescritas de baja intensidad y severidad aplicados con poca periodicidad o como tratamiento único (Alcañiz et al. 2018), condiciones de quema idénticas a las de este trabajo.

A pesar de lo anterior, y como muestra la *Figura 24*, sí que se observa la tendencia a un incremento del pH tras la quema. Esta tendencia se registra en las tres profundidades, aunque es más notoria dentro del primer centímetro. A pesar de esto, y puesto que no aparecen diferencias significativas en el factor profundidad, se trabaja con el valor medio de las tres profundidades para comparar los diferentes tratamientos.

De este modo, se observa que el pH del suelo antes de la quema (UB) es el más ácido ($6,36 \pm 1,06$), que tras la quema se eleva su valor (se basifica) al máximo registrado ($7,00 \pm 0,81$), para volver a disminuir en las zonas quemadas hace 6 años ($6,54 \pm 0,38$), manteniéndose este valor mínimo 10 años tras la quema ($6,57 \pm 0,15$), sin llegar al valor mínimo pre-quema, aunque siendo muy similar, como ocurre en otros trabajos según comenta Úbeda et al. (2005).

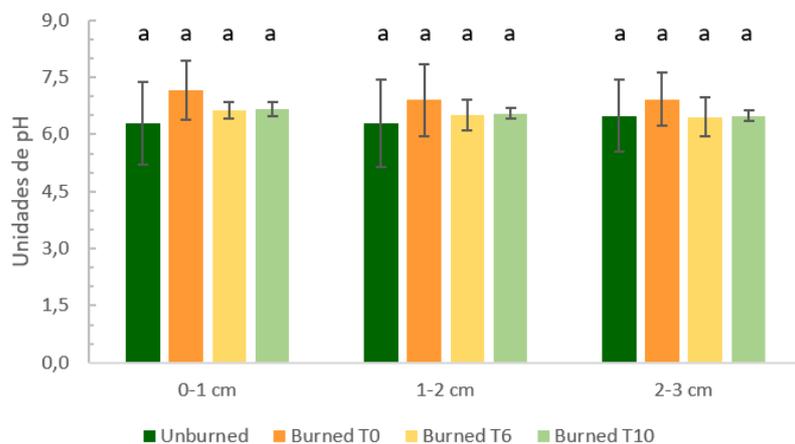


Figura 24. Evolución del pH para los diferentes tratamientos (UB, B0, B6 y B10) dentro de las profundidades de suelo muestreadas (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) para toda la profundidad de suelo muestreada (0-3 cm). En cada barra del histograma, se representan la media ($n=4$) y la desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Este incremento del pH inmediatamente tras el fuego puede deberse principalmente a la incorporación y solubilización de las cenizas de naturaleza alcalina (Sherman et al., 2005; Badía & Martí, 2003; Freidenreich et al., 2020), con la consiguiente liberación de cationes como Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ (Badía et al., 2017; Arocena & Opio, 2003). Además, también puede influir la mineralización de la MO con la temperatura (Certini, 2005). El descenso del pH a partir de los 6 años tras la quema probablemente pueda deberse al lavado de las cenizas (Mataix-Solera & Cerdà, 2009), más aún, sabiendo que la precipitación media anual registrada para esta zona es de 1700 mm año^{-1} (Armas-Herrera et al., 2016).

4.1.2 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) muestra diferencias significativas en los tratamientos ($p < 0,0001$), aunque no en profundidad ($p = 0,05$), y tampoco se encuentran en la interacción entre ambos factores ($p = 0,683$). Por lo tanto, el factor que explica la variabilidad de la CE es el tipo de tratamiento, es decir, el tiempo tras la quema.

Inmediatamente tras el fuego (B0) solo se observa un aumento de la CE en 0-1 cm de profundidad, y no es significativa, por lo que los resultados se exponen con la media de CE de las 3 profundidades, atendiendo a la *Figura 25*.

Inmediatamente tras la quema se observa un ligero aumento de la CE, que pasa de $256,95 \pm 3,27 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $263,4 \pm 52,4 \mu\text{S cm}^{-1}$, probablemente debida a la incorporación de cenizas de la materia orgánica calcinada (Mataix-Solera & Guerrero, 2007), al consiguiente aumento en los cationes solubles y extraíbles provenientes de la disolución de estas

cenizas (Ludwig et al., 1998; Hernández et al., 1997; Kutiel & Inbar, 1993; Certini, 2005; Alcañiz et al., 2018). Esta diferencia no es significativa ($p=0,978$) probablemente a causa de la baja severidad de la quema, e indica que no hay efectos directos en la CE a causa del fuego.

Puesto que el objetivo del estudio es conocer el efecto del fuego sobre la materia mineral de suelo, y no el efecto de las cenizas en el suelo, la incorporación de estas cenizas al material mineral muestreado se considera una consecuencia no deseada debida a un error humano de muestreo. A pesar de que se observa un incremento de CE, este no llega a ser significativo, y por tanto, se puede concluir que la incorporación de cenizas en base a los resultados obtenidos de pH y CE ha sido baja, de forma similar a lo ocurrido en Armas-Herrera et al. (2018).

Se descarta la posibilidad de que el aumento de la CE sea debido a la calcinación de la materia orgánica contenida en el horizonte mineral superficial, debido a que, como se ha dicho anteriormente, la quema fue de baja severidad, y, además, si fuera el caso, debería de haberse observado una disminución significativa de la materia orgánica del suelo, resultado que no se ha visto en este estudio, como se refleja en el apartado dedicado a esta propiedad, más adelante en el texto.

A largo plazo, 6 años después de la quema, la CE disminuye significativamente ($p<0,0001$) en comparación con los valores obtenidos inmediatamente tras la quema, pasando de $263,4\pm 52,4 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $121,3\pm 34,3 \mu\text{S cm}^{-1}$. A partir de este tiempo y hasta los 10 años, la CE sigue disminuyendo hasta el valor de $109,1 \mu\text{S cm}^{-1}$, pero en este caso sin significación estadística ($p=0,876$). La disminución significativa de la CE 6 años tras la quema pone de manifiesto los efectos indirectos que el fuego ha causado en esta propiedad de suelo.

El aumento de la CE a causa de la deposición de cenizas tiene un carácter efímero (Certini, 2005; Mataix-Solera & Cerdà, 2009), pudiendo estas redistribuirse o eliminarse de un lugar quemado en cuestión de días o semanas por la erosión del viento y el agua en la superficie del suelo (Bodí et al., 2014). Las sales aportadas en las cenizas son muy solubles pudiendo lixivarse en profundidad, o perderse por la escorrentía superficial, en especial durante las primeras lluvias intensas tras la quema, disminuyendo su contenido en el suelo en un plazo más o menos largo de tiempo (Kutiel et al., 1995; Ludwig et al., 1998; Mataix-Solera, 1999).

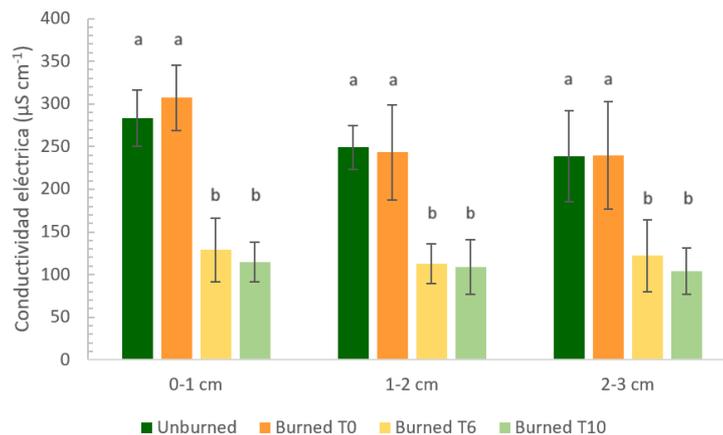


Figura 25. Evolución de la CE para los diferentes tratamientos (UB, B0, B6 y B10) dentro de las profundidades de suelo muestreadas (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) para toda la profundidad de suelo muestreada (0-3 cm). En cada barra del histograma, se representan la media ($n=4$) y la desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Hernández et al. (1997) comenta que la disminución posterior de la CE podría deberse también a la precipitación y fijación de sales, pero en un entorno con alta pluviometría podría ser menos esperado.

Que no se hayan alcanzado los valores iniciales pre-quema, sino que hayan disminuido muy notablemente, podría ser debido al efecto erosivo importante causado por la escorrentía superficial, como se ha mencionado anteriormente, facilitado por pendientes del terreno de entre 25 y 35%. Esto debió ocurrir durante las primeras etapas tras el incendio, donde la cubierta vegetal todavía no se habría regenerado, pudiendo perderse la parte superficial del suelo, y por tanto, disminuyendo la mineralización de la materia orgánica, y como consecuencia, la CE como indicador del contenido de sales solubles.

Badía et al. (2017) observan que a los 3 años tras una quema prescrita de erizón, el suelo ya estaba cubierto con un 80 % de vegetación, así que el momento más probable donde se produciría la erosión por escorrentía superficial sería desde los primeros meses a los 2 años tras la quema, momento en el cual hay más superficie de suelo desnudo, concretamente un 21,3% y un 15,5%, respectivamente, comentan en este estudio. González-Pelayo et al. (2010) informan de que la escorrentía máxima se observa durante las tormentas tempranas tras el fuego prescrito, siendo los primeros meses el periodo más crítico para la producción de escorrentía. Otros estudios, como el de Carrà et al. (2022), también encuentran aumentos significativos en la capacidad de generación de escorrentía del suelo inmediatamente después de la aplicación del fuego, concretamente, para el primer evento de lluvia este aumento se cuantificó entre el 150% - 375% (dependiendo el

tipo de vegetación predominante del bosque quemado) en comparación con los suelos no quemados.

A pesar de esto, no siempre se experimenta una reducción de la CE a largo plazo. Hay estudios que han observado incremento de la CE a largo plazo, a los 9 años (Alcañiz et al., 2016) incluso a los 23 años tras la quema (Scharenbroch et al., 2012).

Se observa cierta tendencia a la disminución de la CE con el tiempo en quemas prescritas realizadas en praderas y pastos, a diferencia de las realizadas en bosques, que, por el contrario, tienden a experimentar un aumento de la CE (Alcañiz et al., 2018). La naturaleza del lugar de estudio es una cuestión importante a la hora de comparar resultados entre diferentes fuentes, ya que los ecosistemas no se comportan de la misma forma a las mismas prácticas de manejo.

4.1.4 Materia Orgánica Total del suelo (MOT)

En este trabajo la MOT tuvo diferencias significativas en el tratamiento ($p=0,000$), pero no hubo significación ni en profundidad ($p=0,438$), ni entre la interacción de ambos factores ($p=0,931$).

En la *Figura 26* se muestra una ligera disminución no significativa de la MOT en profundidad en todos los tratamientos. Es cierto que en un suelo la MOS disminuye en profundidad y es lógico ver esta tendencia, ya que la MO se incorpora al suelo desde la superficie. Además, atendiendo a las condiciones de muestreo de suelo, en las que en todos los casos se muestreó suelo bajo erizón, la MO tiende a acumularse en superficie, pudiendo contribuir a esta gradación de la MO en profundidad.

El *Echinopartum horridum* es un caméfito de estructura cerrada, que crea un microhábitat donde “la densidad de su pulvínulo espinoso cubre el suelo con mucha eficacia” (Montserrat et al., 1984), y permite la acumulación de grandes cantidades de materia orgánica vegetal en diferentes grados de descomposición, estando esta zona muy aislada y protegida frente a las condiciones del exterior.

Conociendo esto se entiende que la variación en profundidad de la MOT no ha sido efecto del fuego, y, además, no es significativa, por tanto, se trabaja con la media de las tres profundidades.

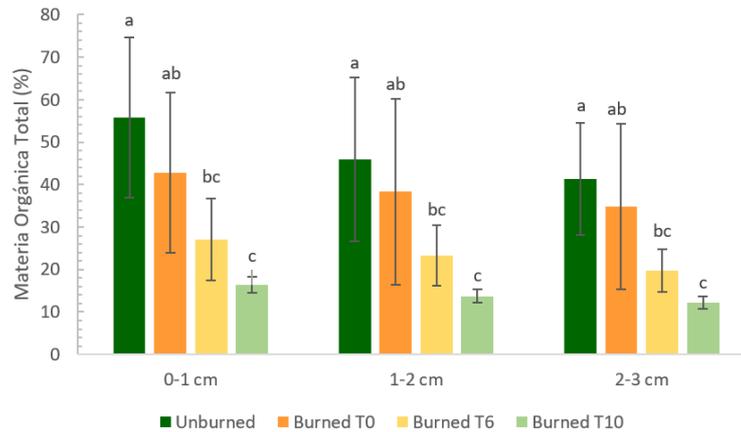


Figura 26. Evolución de la MOT para los diferentes tratamientos (UB, B0, B6 y B10) dentro de las profundidades de suelo muestreadas (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) para toda la profundidad de suelo muestreada (0-3 cm). En cada barra del histograma, se representan la media ($n=4$) y la desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Inmediatamente tras el fuego (B0) la MOT pasa de $47,7 \pm 17,1$ % a valores de $38,7 \pm 20,1$ %, una disminución del 18,8 % a 0-3 cm de profundidad, lejos del 43% registrado en Armas-Herrera et al. (2016) para la misma profundidad y zona de estudio. Esta disminución no es significativa como ocurre en Sherman et al. (2005) quizá porque la quema fue de baja severidad, como ocurre en otros trabajos (Alexis et al., 2007).

A pesar de lo anterior, la materia orgánica se comienza a destruir a temperaturas relativamente bajas, de unos 200-250°C (Badía et al., 2014; Certini, 2005; García-Chevesich, 2012; Santín & Doerr, 2016). Quizá en este trabajo se ha destruido MOT en los mm más superficiales, pero no en el primer cm completo, debido a la amortiguación del calor registrada, y es por esto, por lo que se registra un descenso de la MOT, pero no significativo.

Nave et al. (2011) obtienen resultados similares a los de este trabajo, donde las quemaduras prescritas no reportan cambios significativos en la cantidad de carbono orgánico del suelo, aunque si registran una pequeña disminución del 11%, valor similar al 18% de reducción inmediatamente tras el fuego obtenido en este trabajo. Esta disminución es máxima en 0-1 cm, con un valor del 24%, muy inferior a la disminución del 54% registrada por Girona et al. (2018c) para la misma profundidad, en la localidad de Buisán, también en el Pirineo Central.

En ocasiones, incluso en quemaduras de severidad media-alta, el carbono total no sufre una disminución significativa, aunque en este caso podría deberse al muestreo de mucho espesor de suelo (que diluye esos efectos milimétricos o centimétricos). También puede

llegar a aumentar la cantidad de carbono, probablemente por la aportación de carbón vegetal (Alcañiz et al., 2016).

Como en este caso, Certini et al. (2011) no encontraron cambios en la cantidad de carbono orgánico, pero sí en la estructura de la materia orgánica, que experimenta una tendencia a la aromaticidad, lo que se traduce en un aumento de la recalcitrancia de la MO. Estos cambios en la estructura son similares a los experimentados por la MO en el proceso de humificación a escalas más largas, pero en este caso acelerados por el fuego (Almendros & González-Vila, 2012, citado en Badía et al., 2014).

En cambio, para Alexis et al. (2007), el rendimiento en la estabilización de la MO inducida por el fuego (4-6%) es inferior al que ocurriría, en igualdad de condiciones, de forma natural (7%), aunque los valores son bastante similares.

Se observa una tendencia decreciente constante a lo largo del tiempo, haciéndose significativa a los 6 años tras la quema (B6) ($p=0,005$), que pasa de $38,7 \pm 20,1$ % a valores de $23,4 \pm 7,3$ %. A los 10 años tras la quema, los valores de MOT todavía han disminuido más con respecto a los 3 años anteriores, hasta alcanzar un $14,1 \pm 1,6$ %, aunque esta disminución no es significativa, y probablemente, se tienda a la estabilización.

De nuevo, y como se ha dicho anteriormente, esta disminución significativa a los 6 años puede deberse a la unión de dos factores: (1) que los primeros episodios de lluvia erosionaran el suelo desnudo a causa del fuego, perdiendo la materia orgánica que pudiera haber en superficie, y tras esto, (2) que la incorporación al suelo de la materia orgánica sea lenta, debido a la calidad de la materia orgánica aportada por el erizón, muy lignificada, que ralentiza el proceso de descomposición por parte de los microorganismos (Clarck & Paul, 1970, citado en Chabrerie et al., 2003). Y, por tanto, la nueva dinámica del ecosistema no haya permitido incorporar nueva materia orgánica humificada al horizonte mineral del suelo.

Con lo anterior se pone de manifiesto el efecto indirecto, a largo plazo, del fuego sobre la cantidad MOT de los suelos estudiados en este trabajo.

4.1.3 Repelencia al agua

La repelencia al agua (SWR de las siglas en inglés *Soil Water Repellency*) muestra diferencias significativas con el tipo de tratamiento ($p=0,037$), pero no muestra significancia ni en profundidad ($p=0,472$), ni en la interacción entre ambos factores ($p=0,610$).

En UB y B0 los suelos son fuertemente repelentes, con valores de WDPT medios de 212,7 y 154,1 segundos (tiempo que tarda la gota en ser absorbida por el suelo),

respectivamente, en cambio, en B6 y B10 pasan a ser hidrofílicos, con WDPT de 1,8 y 1,0 segundos, respectivamente. Los resultados anteriores indican que el fuego ha tenido efectos indirectos en la SWR.

A pesar de que no haya significancia estadística en el factor profundidad, se considera interesante para el trabajo estudiar también la tendencia de la repelencia en este factor, ya que se ven variaciones interesantes de la SWR que se pueden relacionar con el cambio de otras propiedades.

La SWR se considera un factor de riesgo en un suelo afectado por el fuego, ya que su aparición podría incentivar y/o acelerar los procesos de erosión y pérdida de suelo. El riesgo se incrementa cuando la SWR actúa en sinergia con otros factores como las fuertes pendientes, la baja cubierta vegetal, por ende, la baja rugosidad del suelo (Badía et al., 2017; Carrà et al., 2022; DeBano, 2000; Stoof et al., 2011), además de la posible desagregación de las partículas de suelo, con el consiguiente sellado y compactación (Llovet et al., 2008), si el suelo permanece desnudo tras el fuego.

Como se puede observar en las *Figuras 27. A, B y C*, el suelo no quemado (UB) es más repelente en el primer centímetro, disminuyendo esta propiedad con la profundidad. Pasa de ser severamente repelente a ligeramente repelente, pudiendo deberse a la mayor cantidad de materia orgánica y sustancias hidrofóbicas, procedentes de la vegetación, cerca de la superficie (Badía et al., 2014), encontrando una correlación positiva y significativa entre SWR y MOT ($R=0,710$; $p<0,0001$). Como contribución positiva a la repelencia del agua, cabe esperar que un suelo de prado semi-natural de montaña con alto contenido en materia orgánica, tenga un alto contenido en hongos, que también aportan alta hidrofobicidad al suelo (DeBano, 2000).

Inmediatamente después del fuego (B0) disminuye la repelencia en 0-1 cm y aparece un aumento en 1-2 cm, el suelo pasa de ser fuertemente repelente (FR) a severamente repelente (SR), debiéndose a la vaporización de sustancias orgánicas, principalmente compuestos lipídicos con carácter hidrofóbicos y anfífilicos, y sustancias con alta aromaticidad (Almendros et al., 1988; Certini et al., 2011) provenientes de la destrucción de la vegetación y los microorganismos por el fuego (Badía et al., 2014; Stoof et al., 2011). Estos compuestos migran en profundidad hacia capas más frías, donde condensan, uniéndose químicamente a las partículas minerales del suelo (DeBano, 2000; Robichaud & Hungerford, 2000).

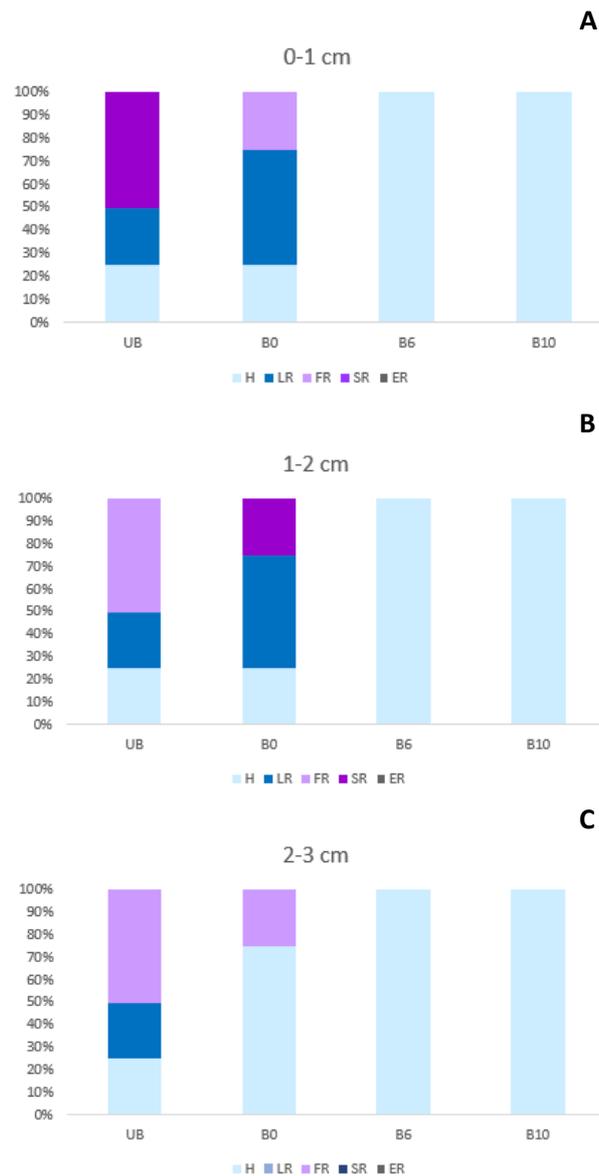


Figura 27. A, B y C. Evolución de la repelencia al agua del suelo (SWR) según el Test de Penetración de Gota de Agua (WDPT) para las diferentes profundidades de suelo (0-1, 1-2 y 2-3 cm). H: hidrofílico. LR: Ligeramente repelente. FR: Fuertemente repelente. SR: Severamente repelente. ER: Extremadamente repelente. Clases de SWR definidas por Doerr (1998).

A pesar de que las quemas prescritas suelen tener baja severidad, puede haber puntos donde el comportamiento sea diferente debido a la gran variación de los factores locales (Kutiel et al., 1995), como la distribución irregular del combustible, su abundancia y humedad (Knicker, 2007). En cambio, Girona et al. (2018a) comentan que los arbustos de *Echinopartum horridum* tienen una distribución espacial homogénea de las cargas de combustible, y precisamente esta homogeneidad es lo que favorece la aparición de altas temperaturas y mayores tiempos de residencia del fuego durante la realización de quemas prescritas.

Hay estudios que demuestran que la repelencia al agua se destruye cuando los suelos se calientan a una temperatura superior a 290 °C, y que las sustancias orgánicas volatilizadas generadas se condensan en capas subyacentes (Robichaud & Hungerford, 2000).

Si bien es cierto que en el presente trabajo se registraron temperaturas máximas puntuales en superficie de 812°C, y que en este punto la superficie del suelo estuvo a más de 300° durante más de 7 minutos, en 1-2 cm se registró una temperatura de 39°C, y en 2-3 cm no hubo ningún aumento de temperatura.

Lo anterior se traduce en un descenso de la SWR en 0-1 cm inmediatamente tras el fuego (B0) debido a las altas temperaturas en superficie en ese punto, pero la baja conductividad térmica que tiene el suelo ha permitido que las sustancias volatilizadas se condensen en 1-2 cm incrementando la hidrofobicidad que pasa de fuertemente repelente a severamente repelente, siendo importante el aumento de la fracción lipídica con el fuego (Almendros et al., 1988).

No obstante, este aumento de SWR no es significativo, por lo tanto, no cabría esperar la creación de una capa hidrofóbica con continuidad espacial, horizontal y paralela a lo largo de la superficie del suelo (DeBano, 2000), en las condiciones en las que se realizó esta quema prescrita.

Robichaud y Hungerford (2000) tuvieron unos resultados similares en condiciones de laboratorio, y afirman que en suelos húmedos, es decir, las condiciones que se dan habitualmente durante las quemas prescritas, para las cuales se buscan condiciones de alta humedad y baja temperatura, la repelencia al agua fue menos pronunciada, y de hecho, concluyen que repelencia al agua tras un incendio prescrito es probablemente mínima, lo que apoya la falta de significancia en la SWR entre UB y B0, y en profundidad.

La disminución significativa de la SWR con el tiempo hasta su ausencia total, transcurridos 6 años tras la quema, pueden indicar la presencia de episodios de erosión de la capa superficial del suelo, y con ella los compuestos orgánicos que generan la hidrofobicidad. Esta tendencia también se observa en otras propiedades como en la CE y MOT, lo que podría corroborar dicha pérdida de suelo.

No se observa recuperación a los 10 años, a pesar de que normalmente la SWR recupere los valores iniciales anteriores a la quema (Girona et al., 2019). Jordán et al., (2010) (citado en Granged et al., 2011), indica que la recuperación ocurre en tan solo 18 meses y en el caso de Granged et al. (2011), en 3 años.

La SWR se asocia a los ácidos húmicos de la MO del suelo (Bisdorn et al., 1993) por lo que los bajos valores de MO registrados en 6 y 10 años podrían tener relación con la ausencia de recuperación de los valores de SWR.

Mataix-Solera & Doerr (2004) comentan que, en suelos con alta agregación, como es el caso, la superficie más porosa de los agregados permite pasar el agua, siendo en el interior de los agregados donde se encuentran los sitios hidrófobos. Es decir, que la porosidad de los agregados estables podría interferir en el resultado de la SWR.

Para comprobar esta hipótesis haría falta realizar el test de WDPT con la muestra triturada, y comprobar si la repelencia aumenta. Si fuera así, los resultados obtenidos de SWR sobre tierra fina estarían subestimados.

4.1.5 Estabilidad estructural de los agregados del suelo (SAS)

La estabilidad estructural de los agregados de los suelos muestreados (SAS, siglas en inglés de *Soil Aggregate Stability*), al igual que ocurre con las anteriores propiedades, experimenta diferencias significativas por tratamiento ($p < 0,0001$), pero no por profundidad ($p = 0,610$), ni en la interacción de ambos factores ($p = 0,683$).

Los resultados descritos en el texto hacen referencia a la media de las tres profundidades, y en este caso, a diferencia de lo comentado en la hidrofobicidad y en otras propiedades, no hay descripción en el texto de los cambios en profundidad, ya que, además de no ser significativos, son prácticamente inexistentes, como puede verse en la *Figura 28*.

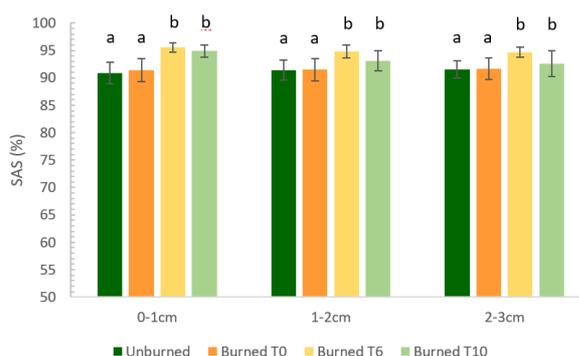


Figura 28. Evolución de la SAS para los diferentes tratamientos (UB, B0, B6 y B10) dentro de las profundidades de suelo muestreadas (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) para toda la profundidad de suelo muestreada (0-3 cm). En cada barra del histograma, se representan la media ($n=4$) y la desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

La estabilidad estructural natural del suelo antes de la quema (UB) es muy elevada, con valores de SAS del $91,3 \pm 1,8$ %, al ser suelos bajo pasto con una alta cantidad de materia orgánica. Inmediatamente tras la quema prescrita (B0) la SAS no experimenta

prácticamente ningún cambio ($p=0,984$), registrando un valor de SAS de $91,5 \pm 2,0$ %. Este resultado difiere de lo obtenido en el trabajo de Velasco & Úbeda (2014) donde registran un aumento significativo de la SAS al día siguiente de un incendio forestal de *Pinus pinaster*.

6 años después de la quema se registra un aumento significativo ($p<0,0001$) alcanzando un valor del $95,0 \pm 1,0$ % y tras 10 años se observa una disminución no significativa ($p=0,157$) con valores de $93,5 \pm 1,8$ % con respecto a los valores registrados 3 años antes. Se puede decir entonces que la quema no ha tenido efectos directos sobre la SAS del suelo, pero si se han registrado efectos a largo plazo, a partir de 6 años.

La agregación, la materia orgánica del suelo y la repelencia al agua son propiedades del suelo que están interrelacionadas y pueden verse afectadas por el fuego (Girona et al., 2018b). La agregación es una propiedad indirecta derivada de la estructura, y la estructura es una propiedad muy compleja de estudiar debido al elevado número de factores que intervienen en ella (Mataix-Solera et al., 2010).

A pesar de que numerosos estudios recogen una disminución de la SAS tras el fuego, principalmente como efecto directo de la pérdida de la MO por calcinación (Badía & Martí, 2003a), que tiende a acrecentarse conforme aumenta la temperatura (Badía et al., 2017), sí que es usual encontrar incrementos de SAS tras el fuego, generalmente cuando las quemaduras han sido de baja severidad, como suele ocurrir en las quemaduras prescritas.

Hasta temperaturas de 170°C la SAS se ve favorecida, pero por encima de 220°C comienza la degradación estructural (Soto et al., 1991), por tanto, la severidad del fuego es un factor primordial a tener en cuenta.

El aumento de las SAS puede estar debido principalmente a 3 factores:

- El aumento de la hidrofobicidad a causa del fuego (Mataix-Solera & Doerr, 2004), no siendo este el caso del presente trabajo, ya que la hidrofobicidad disminuye drásticamente tras 6 años, encontrándose una correlación negativa y significativa entre SAS y SWR ($R= -0,735$; $p<0,0001$).
- La fusión de las arcillas (Bodí et al., 2012; Mataix-Solera & Cerdà, 2009) y transformaciones de los óxidos de hierro que endurecen y cimentan los agregados (Giovannini & Lucchesi, 1997, citado en Badía & Martí, 2003a). Tampoco se considera esta la causa probable, ya que como dice Bodí et al. (2014) las quemaduras prescritas se caracterizan por intensidades bajas, por lo tanto, las temperaturas que se alcanzan son inferiores a las temperaturas necesarias para inducir alteraciones minerales. Estas alteraciones requieren de altas temperaturas superiores a 500°C , aunque algunos autores han encontrado

cambios en la mineralogía del suelo a bajas temperaturas, como la destrucción de la gibbsita y la goethita, a 200°C y 300°C, respectivamente (Mataix-Solera et al., 2011). Girona et al. (2018b), exponen que la alta SAS durante todos los tratamientos (>90%), y la ausencia de disminución a pesar de que en la MO si se observe, podría indicar que la SAS no solo provenga de la MO, sino que pueda provenir de sustancias cementantes inorgánicas como las arcillas.

- El aumento de la MO debido al aporte de material vegetal semipirolizado (Mataix-Solera & Cerdà, 2009). Este aumento de MO no queda reflejado en los resultados de este trabajo, sino que por el contrario se experimenta una disminución significativa a largo plazo, como se ha comentado con anterioridad, encontrando una correlación negativa entre SAS y MOT ($R = -0,719$; $p < 0,0001$).

Aquí es importante recordar que la disminución de la MO probablemente fue causada por episodios de erosión en etapas tempranas tras el fuego. Y este hecho está íntimamente ligado a la SAS, ya que el impacto sobre el suelo de las gotas de agua durante las primeras lluvias, estando el suelo desnudo debido a la eliminación de la cubierta vegetal por el fuego, causa la rotura y colapso de los agregados (Badía y Martí, 2003a), y facilitado por la pendiente del terreno, se pierde material mineral por escorrentía superficial.

Esta es la causa que Velasco & Úbeda (2014) encuentran para explicar la disminución de las SAS un año tras un incendio forestal. Por el contrario, en este trabajo esta sería la explicación más factible del aumento de la SAS a largo plazo, ya que los agregados que han resistido a la degradación inicial son los más resistentes.

Se considera, por tanto, que la SAS ha aumentado 6 años tras la quema debido a: (1) que los agregados superficiales más inestables se han erosionado, y los que ahora están en superficie son más resistentes porque nunca fueron afectados por la temperatura (Velasco & Úbeda, 2014). Además de que es probable que haya ido habiendo una cierta incorporación de nueva materia orgánica conforme la vegetación se haya ido instalando de nuevo; y (2) que, tras el fuego, y con el paso del tiempo la MO se haya estabilizado (Mataix-Solera & Cerdà, 2009), transformado en más recalcitrante (Almendros et al., 1989; Hernández et al., 1997), y este humus piromórfico formado, tenga una mayor resistencia a la degradación química y biológica (Mataix-Solera et al., 2011).

4.1.6 Cationes de cambio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+)

Los cationes de cambio en este trabajo registran diferencias significativas en el factor tratamiento, para el Ca^{2+} ($p < 0,0001$) que es el catión predominante en el complejo de cambio para todos los tratamientos, el Mg^{2+} ($p = 0,004$) y Na^+ ($p = 0,022$). El fuego no ha

generado cambios significativos en profundidad ($p > 0,05$ en todos los casos), ni en la interacción entre factores ($p > 0,05$ en todos los casos) (Figura 29. A, B y D).

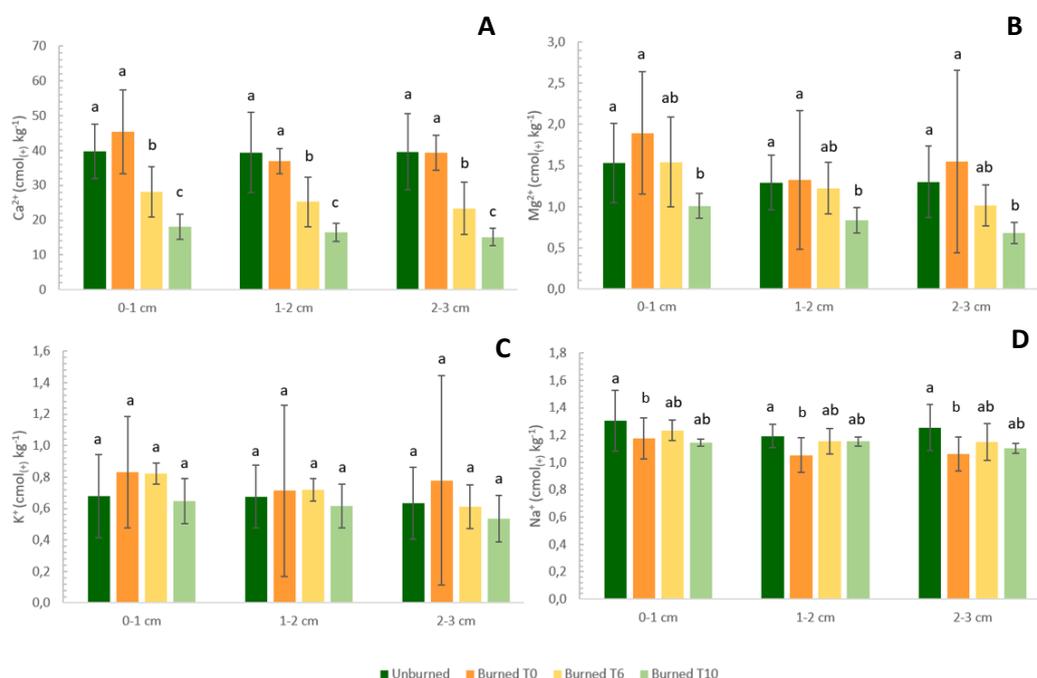


Figura 29. A, B, C y D. Evolución de los cationes intercambiables para los diferentes tratamientos (UB, B0, B6 y B10) dentro de las profundidades de suelo muestreadas (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) para toda la profundidad de suelo muestreada (0-3 cm). En cada barra del histograma, se representan la media ($n=4$) y la desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Por su parte, el K^{+} (Figura 29. C) no ha registrado cambios significativos en ninguno de los factores estudiados, a pesar de ser uno de los elementos que más notablemente aumenta tras el paso del fuego, ya que es fácilmente extraíble del material vegetal tras la quema de plantas y hojarasca (Caon et al., 2014; Ulery et al., 1993).

El K^{+} es un catión móvil y proclive para perderse por lixiviación, además de ser ampliamente utilizado por las plantas durante la regeneración vegetal (Mataix-Solera, 1999), pero en este estudio tampoco se observa este comportamiento, ya que los niveles se mantienen estables durante los tratamientos. Aunque cabe la posibilidad de que esta pérdida ocurriese, pero tras 6 años los niveles de K^{+} ya se hubieran recuperado.

Al igual que en este trabajo, Ferran et al. (2005) y Girona et al. (2018a) no observan efectos inmediatos del K^{+} tras una quema prescrita, aunque este último sí registra un aumento significativo del K^{+} tras un año, contrariamente a lo que experimentan Alcañiz et al. (2016) donde el K^{+} desciende a una concentración inferior a los niveles pre-quema, para el mismo plazo de tiempo.

En general, la ausencia de significancia inmediatamente tras la quema (B0) indica que el fuego no ha provocado efectos directos en los cationes de cambio, probablemente por la baja severidad de la quema (Múgica et al., 2018), excepto el Na⁺ que disminuye significativamente más de un 12% (en 0-3), como ocurre en Larroulet et al. (2016), pudiendo deberse a la transferencia de partículas en el humo generado (Knoepp et al., 2005, citado en Larroulet et al., 2016).

A pesar de la significancia ($p=0,022$), no se espera que el Na⁺ vaya a repercutir en el funcionamiento global del suelo, ya que de forma natural los niveles de Na⁺ son bajos en los suelos de la zona estudiada.

A pesar de lo anterior se observa un efímero crecimiento en 0-1 cm para el resto de los cationes, con incrementos para el Ca²⁺ de un 14%, para el Mg²⁺ de un 23% y para el K⁺ de un 22%.

Este incremento probablemente es debido a: (1) la incorporación de cenizas a la hora del muestreo en campo. Las cenizas se disuelven y la hidrólisis salina resultante libera los cationes a la solución del suelo, almacenándose parte de estos cationes en los sitios de intercambio catiónico del suelo (Sherman et al., 2005); (2) la combustión de la materia orgánica que provoca la mineralización de nutrientes haciéndolos más disponibles (Caon et al., 2014; Francos et al., 2019); y (3) la destrucción de las redes cristalinas y, en particular, de los radicales orgánicos (Cancelo-González et al., 2012).

Para el resto de las profundidades se observa cómo en 1-2 cm los valores disminuyen con respecto al primero, y en 2-3 cm vuelven a ascender, siendo un comportamiento sin explicación aparente, y en todo caso no significativo.

Las variaciones en los niveles de cationes de cambio no son inmediatas tras un incendio, sino que suelen seguir un proceso gradual que puede tardar varios años en completarse, dependiendo de la solubilidad de las cenizas, que tiende a disminuir con el tiempo (Khanna et al., 1996, citado en Ludwig et al., 1998), o pueden aparecer unos días tras el fuego (Marcos et al., 2009).

Esto se refleja en Kutiel y Inbar (1993) que, tras 1 mes de un incendio de baja severidad en un pinar, registraron un aumento significativo en el contenido de K⁺, Mg²⁺ +, Na⁺ y Ca²⁺ intercambiables en el horizonte A (0-5 cm) en comparación a niveles pre-quema.

Alcañiz et al. (2016) experimenta un aumento significativo de la concentración de cationes de cambio inmediatamente tras el fuego.

Por tanto, si los aumentos en las concentraciones de cationes no son inmediatos, según se comenta en Ludwig et al. (1998), y a pesar de ello las diferencias son

significativas, cabría esperar que con el tiempo los valores de cationes intercambiables fueran mayores, siendo los valores registrados una subestimación.

Al contrario de lo observado en el presente trabajo, Girona et al. (2018a), experimenta una disminución de cationes divalentes inmediatamente tras el fuego a causa de la destrucción de grupos orgánicos. Este comportamiento también queda reflejado en Kutiel y Shaviv, (1992).

Es común encontrar que, a corto plazo (< 1 año), los cationes de cambio experimenten una disminución hasta niveles pre-quema, o incluso valores inferiores, debido principalmente a la lixiviación y al consumo de estos nutrientes por las plantas (Alcañiz et al., 2016), pero a largo plazo (> 1 año) muchos trabajos recuperan estos niveles, principalmente por el aporte de materia orgánica por la vegetación recolonizadora y la mineralización de la materia orgánica.

Esto no se observa en Brockway et al. (2002), donde el contenido de Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ intercambiables disminuyeron en el horizonte A (0-15 cm) dos años después de un incendio en zonas de pastos.

Como Mataix-Solera (1999) concluye, la orografía de la zona afectada es uno de los factores principales en la evolución del contenido de nutrientes del suelo, y cabe esperar que en pendientes elevadas como la de la zona de estudio se registren mayores pérdidas que en orografías suaves.

Como se ha comentado anteriormente, la deposición y persistencia de cenizas en la superficie del suelo es uno de los factores más importantes a la hora de determinar el contenido en nutrientes del suelo inmediatamente después de un incendio, y a corto y largo plazo también (Caon et al., 2014).

De esta forma, la erosión del suelo, que conduce a la pérdida de la ceniza acumulada en la superficie del suelo tras el incendio (Pausas et al., 2008) debido a las fuertes pendientes, y la lixiviación de cationes con las primeras lluvias, son las causas principales de la disminución significativa de los cationes divalentes a largo plazo en este estudio, a pesar de que las cenizas pueden permanecer hasta largo plazo en el suelo aportando cationes (Kutiel & Shaviv, 1992), en este caso la morfología del terreno no lo permite.

El Ca^{2+} , 6 años después de la quema (B6), experimenta una disminución significativa del 37% con respecto a valores tras el fuego (B0). Es el catión más afectado al igual que ocurre en Kutiel y Shaviv (1992) y Lasanta y Cerdà (2005). Tres años más tarde (B10) continúa disminuyendo significativamente un 35,3%, ambos valores como media de 0-3 cm.

Pero no siempre es así, Francos et al. (2019) registran tras 13 años que los valores de Ca^{2+} y Mg^{2+} de cambio son superiores a los de antes de la quema y Alcañiz et al. (2016) observa un aumento del Ca^{2+} 9 años tras una quema prescrita, y lo explica en base la recuperación de la vegetación que proporciona un suministro constante de materia orgánica particulada al suelo.

En este caso, la necromasa del erizón esta lignificada y tarda más tiempo en degradarse (Martín-Ramos et al., 2020), si unido a esto, el Mg^{2+} y, principalmente el Ca^{2+} precisan de la mineralización o de un proceso de extracción más energético para liberarse (Mataix-Solera, 1999), debido a que son cationes relativamente insolubles (Khanna et al., 1994, citado de Ludwig et al., 1998) es posible que:

- La degradación tras 6 años se produjera por eventos de lixiviación y erosión que empobrecieran el suelo en etapas iniciales tras la quema cuando el suelo está desprovisto de vegetación y es más susceptible. Cerdà y Lasanta (2005) comentan que 2-3 años tras una quema prescrita en la Estación Experimental de Aísa, la escorrentía y erosión aumentaron, pero disminuyeron sustancialmente después del tercer año, posiblemente por la revegetación del suelo.
- La degradación desde los 6 a los 10 años fuera debida a la lenta descomposición de la materia orgánica que no ha llegado a aportar los suficientes nutrientes y no ha llegado a recuperar valores pre-quema. Pero, además, que el suelo se haya ido empobrecido cada vez más, podría ser la consecuencia de que la vegetación colonizadora ha ido consumiendo lo poco que había en el suelo.

El Mg^{2+} tiene la tendencia a disminuir tras 6 años, pero no es hasta los 10 años cuando esta se hace significativa, que disminuye más de un 47% comparándolo con los valores de B0. Johnson et al. (2005) informaron de una disminución de los contenidos de Mg^{2+} intercambiables en el horizonte A (0-7 cm) 20 después de un incendio. Las causas de la disminución del magnesio se explican de la misma forma que para la experimentada por el Ca^{2+} .

La disminución de los principales cationes intercambiables a lo largo del tiempo no es sorprendente en un ambiente con unos 1700 mm año⁻¹ de precipitación media anual y con una vegetación en proceso de recuperación que absorbe nutrientes esenciales (Alfaro-Leranz et al., 2023).

4.1.7 Resumen general: Análisis de Componentes Principales (ACP)

El ACP representado en la *Figura 30* se utiliza para proyectar las variables objeto de estudio en un nuevo espacio, utilizando una nueva matriz que muestra el grado de similitud entre las variables. La gráfica es un biplot que representa las observaciones y las variables simultáneamente, por tanto, se pueden ver las relaciones entre las propiedades del suelo, y a su vez, su influencia en cada tratamiento (UB, B0, B6 y B10) y profundidad (0-1, 1-2 y 2-3 cm).

Los dos primeros factores explican el 80,8% de la varianza de los datos, siendo el Factor 1 (F1) el que explica el 58,81% de la varianza y el Factor 2 (F2) el 21,99%.

El F1 separa el grupo de suelos sin quemar (UB) y el recién quemado (B0), de los suelos quemados hace 6 (B6) y 10 años (B10).

En el grupo de suelos UB+B0, hay un orden por profundidades, siendo el primer centímetro (0-1 cm) de cada grupo el que tiene mayor carga positiva (*Tabla 11*, en Anexos), disminuyendo para 1-2 cm y 2-3 cm. La CE, MOT, el Ca^{2+} , el Mg^{2+} y la WDPT (SWR) son las variables que más contribución tienen en el F1 (*Tabla 12*, en Anexos), y más se correlacionan con él (*Tabla 10*, en Anexos).

Esto coincide con los resultados obtenidos, ya que es en 0-1 cm del suelo control (UB) donde más MOT y WDPT se registra, habiendo entre ambas una correlación positiva y significativa ($R=0,860$; $p<0,0001$), y es en 0-1 cm del suelo recién quemado B0, donde se registran mayores valores de CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , por la posible incorporación de cenizas. De los cationes de cambio, es el Ca^{2+} el que más fuertemente correlacionado está con la CE ($R=0,875$; $p<0,0001$), seguido del Mg^{2+} pero con menos intensidad ($R=0,480$; $p=0,001$).

Esto pone de manifiesto que el Ca^{2+} es el catión predominante en el complejo de cambio, y como consecuencia, también lo será en la solución del suelo, por tanto, es el que más contribuye en la CE en B0.

El grupo de observaciones B6+B10 es el que tiene una mayor puntuación de carga negativa, debido a que todas las propiedades en estos tratamientos disminuyen, exceptuando la SAS que aumenta, por eso aparece una correlación negativa de esta variable con el F1 ($R= -0,726$) y con todas las demás propiedades. La matriz de correlaciones de Pearson puede consultarse en la *Tabla 9*.

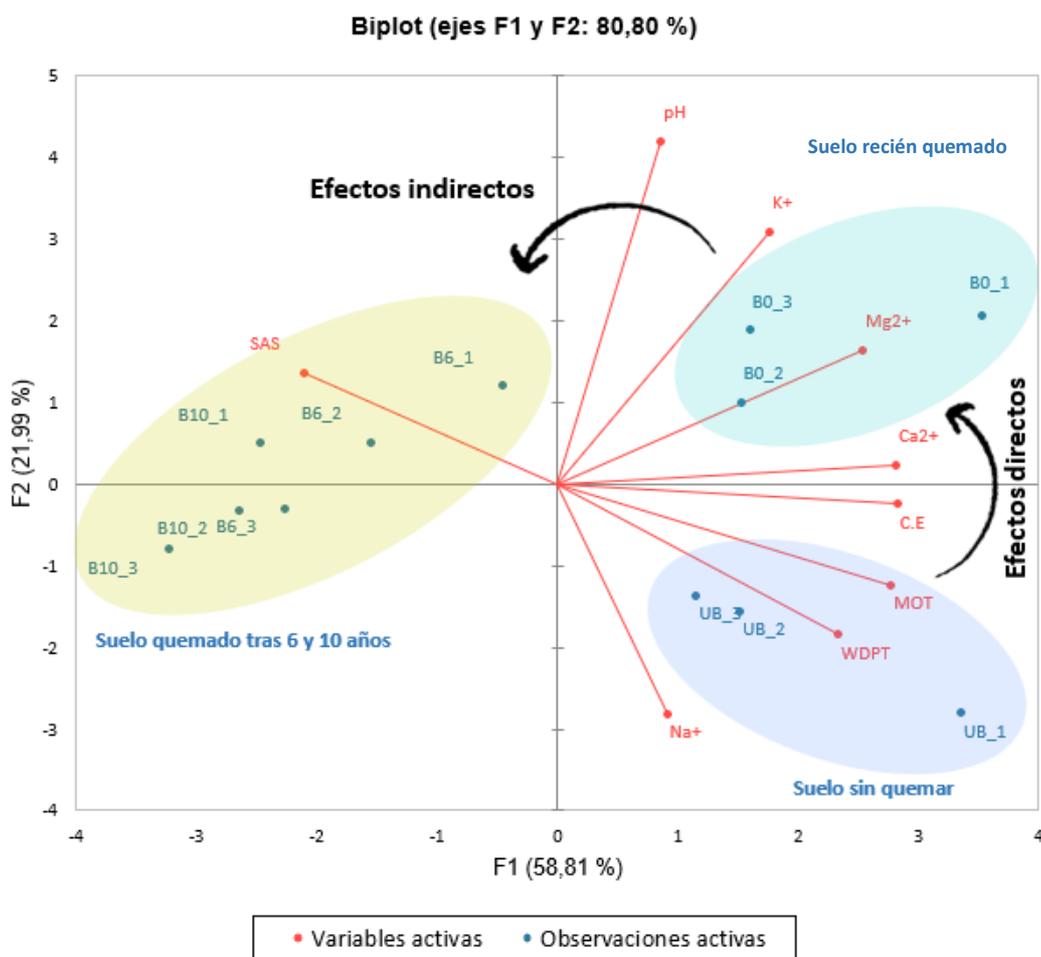


Figura 30. Resultados del análisis de componentes principales (ACP). Las variables hacen referencia a todas las propiedades fisicoquímicas estudiadas: pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica total (MOT), Repelencia al agua (WDPT), estabilidad estructural (SAS) y cationes de cambio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+). Las observaciones hacen referencia a los tratamientos divididos cada uno en las 3 profundidades estudiadas. Fuente: Elaboración propia.

El F2 divide el suelo recién quemado (B0) y los centímetros más superficiales de los suelos quemados 6 y 10 años atrás (B6 y B10), de los suelos sin quemar y los cm más profundos de B6 y B10.

El grupo B0 + (B6 y B10 superficial) es el que tiene la puntuación con más carga positiva, siendo mayor para 0-1 cm de B0 y 0-1 cm de B6. El pH y el K⁺ son las variables que mayor contribución y correlación tienen con F2 y coincide con los resultados obtenidos donde el mayor valor de pH y de K⁺ aparece en el primer centímetro de B0 y B6. El K⁺ es el único catión de cambio correlacionado con el pH significativamente ($R=0,623$; $p=0,002$).

Si se analiza el grupo UB + (B6 y B10 profundidad), tiene mayor puntuación de carga negativa, y coincide con que estos son los tratamientos con valores menores de pH y K⁺, en cambio, son los que mayores cantidades de Na⁺ registran, por eso tiene una correlación negativa con el F2 ($R= -0,594$) y con el pH ($R= -0,518$; $p>0,05$), aunque esta no es significativa.

En resumen, el ACP muestra cómo el suelo control es el que más MO y repelencia muestra. Además, se observa cómo los efectos directos de la quema prescrita no han sido significativos para la mayoría de las propiedades estudiadas, excepto para el Na⁺ que inmediatamente tras el fuego disminuye significativamente.

En cambio, las quemas prescritas si han generado efectos indirectos en los suelos que tras 10 años aparecen más recalcitrantes y empobrecidos en nutrientes.

Los resultados generales de este trabajo se esquematizan en la *Tabla 8*.

Tabla 8. Cambios en las propiedades del suelo estudiadas, inmediatamente (B0), 6 años (B6) y 10 años (B10) tras la quema prescrita, comparados con suelos no quemados. Fuente: Elaboración propia.

	B0	B6	B10
pH	=	=	=
Conductividad eléctrica	=	-	-
Repelencia al agua	=	-	-
Materia orgánica Total	=	-	-
Estabilidad estructural	=	+	+
Ca ²⁺ intercambiable	=	-	-
Mg ²⁺ intercambiable	=	=	-
K ⁺ intercambiable	=	=	=
Na ⁺ intercambiable	-	=	=

Tabla 9. Coeficientes de correlación de Pearson, que muestran el grado de asociación lineal (negativa y positiva) entre las propiedades del suelo, para todos los tratamientos y todas las profundidades muestreadas (n=48). Fuente: Elaboración propia.

	pH	C.E	MOT	WDPT	SAS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
C.E	0,298							
MOT	0,015	0,930						
WDPT	-0,057	0,798	0,860					
SAS	-0,114	-0,836	-0,719	-0,735				
Ca ²⁺	0,300	0,953	0,931	0,685	-0,690			
Mg ²⁺	0,484	0,771	0,760	0,516	-0,342	0,865		
K ⁺	0,623	0,462	0,438	0,199	-0,017	0,607	0,890	
Na ⁺	-0,518	0,229	0,459	0,330	-0,046	0,257	0,293	0,053

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significancia $\alpha=0,05$

4.2 Propiedades biológicas

El efecto del fuego sobre la comunidad bacteriana de los suelos muestreados se evalúa mediante el análisis del Perfil Fisiológico de la comunidad bacteriana o CLPP (Community–Level Physiological Profiling) mediante Biolog EcoPlate, técnica que permite valorar los cambios en las funciones metabólicas de la comunidad microbiana, determinar su respuesta a condiciones de estrés ambiental y comprender la resiliencia de los ecosistemas a perturbaciones específicas.

Es importante tener en cuenta para la lectura de los resultados, que los valores de las gráficas donde se representa la actividad metabólica media de la comunidad bacteriana (AWCD) aparecen en unidades OnmiLog (OL units), que son la que ofrece el lector automatizado de placas utilizado. En cambio, en el texto aparecen los valores de AWCD en unidades de Densidad Óptica (OD units) a 595 nm (λ usualmente empleada por los lectores de placas) (Gamo & Shoji, 1999). Esta conversión de unidades de OL a OD (visitar el *Apartado 3.4.2.2*) se hace principalmente para poder comparar resultados con la bibliografía, ya que no todos los estudios utilizan la misma aparatología para llevar a cabo las lecturas de EcoPlate.

4.2.1 Evolución temporal de la actividad metabólica potencial de la comunidad bacteriana. Análisis del grado de desarrollo del color (AWCD).

La *Figura 31* muestra la evolución de la actividad metabólica media (AWCD) para todos los sustratos testados, es decir, ofrece una visión general del comportamiento de la comunidad microbiana para un determinado tratamiento y profundidad.

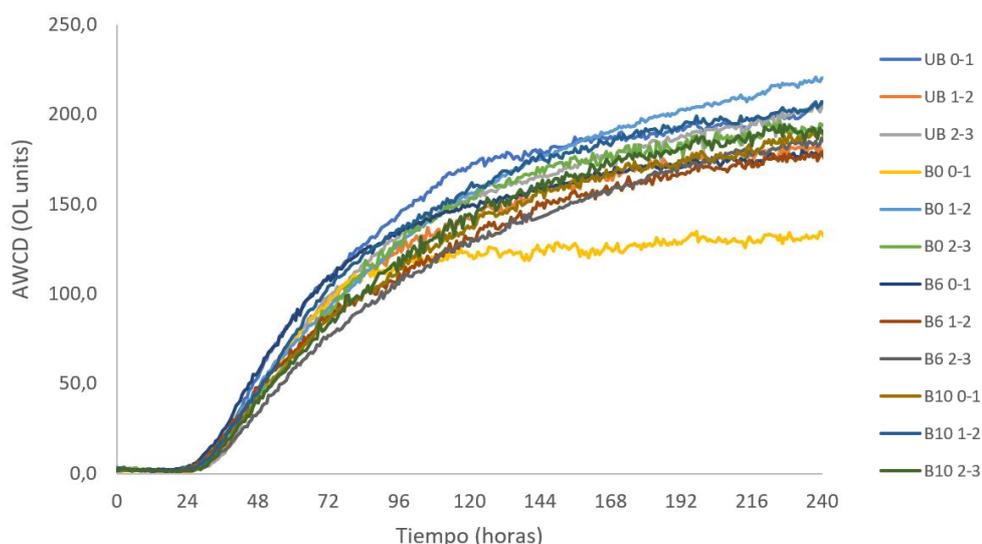


Figura 31. Evolución de la actividad metabólica media (AWCD) del suelo para parcelas quemadas (B0, recién quemada, B6/B10 a los 6 y 10 años) y no quemadas (UB) a diferentes profundidades (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Fuente: Elaboración propia.

Desde el inicio del periodo de incubación hay un tiempo de latencia de 24 horas, es decir, un desfase entre el crecimiento celular y la formación de color (Winding & Hendrickson, 1997, citado en Garland, 1997) durante el cual las bacterias tienden a consumir el remanente de la solución salina donde se han incubado, hasta que se registra el comienzo de la degradación de los sustratos. Esta respuesta es común en todos los casos, y la cual respondería al tiempo inicial de adaptación de la comunidad bacteriana a las nuevas condiciones del medio (Balser et al., 2002).

A partir de este momento se registra una intensa degradación con carácter exponencial, en todos los casos, hasta las primeras 120 horas, punto a partir del cual se observa que la comunidad de bacteriana sigue el mismo patrón de comportamiento, que tiende a la estabilización en todos los puntos de muestreo, excepto en 0-1 cm del suelo recién quemado (B0) donde la estabilización es muy drástica y a niveles de AWCD significativamente menores.

La estabilización de la curva en forma de meseta indica el agotamiento del sustrato, aunque también puede significar que existen pocos microorganismos, o que los microorganismos presentes no sean eficientes en el metabolismo de un determinado sustrato. El valor de AWCD al final de la incubación corresponde con el potencial máximo de degradación del sustrato, que se relaciona con la densidad de bacterias global.

Analizando los tratamientos y las profundidades, todos los valores de AWCD, en unidades de densidad óptica (OD), varían entre $0,355 \pm 0,068$ y $0,414 \pm 0,023$ a excepción de en 0-1 cm del suelo recién quemado (B0) que es significativamente menor $0,264 \pm 0,094$. Por tanto, según los valores mostrados en *Figura 31* se entiende que el primer centímetro del suelo recién quemado ha sufrido una disminución de la actividad metabólica bacteriana a causa del fuego, por lo que no ha tenido la misma respuesta que el resto de los tratamientos y profundidades, que no han sufrido efectos directos ni indirectos tras la quema prescrita.

La *Figura 32* es importante para conocer el funcionamiento general de la comunidad bacteriana de los suelos estudiados. Muestra el AWCD máximo registrado, es decir, la actividad potencial máxima de la comunidad bacteriana, para cada profundidad estudiada y su evolución en el tiempo.

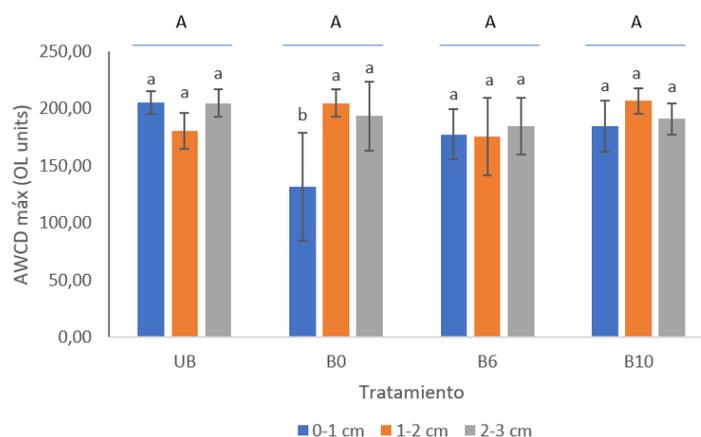


Figura 32. Actividad metabólica máxima (AWCD máx.) del suelo para parcelas quemadas (B0: recién quemada; B6/B10 a los 6 y 10 años) y no quemadas (UB) a diferentes profundidades (0-1, 1-2 y 2-3 cm). Fuente: Elaboración propia.

No se observan diferencias significativas en el desarrollo máximo del color (AWDC) según los años transcurridos después de la quema ($p = 0,210$), ni en profundidad ($p=0,126$), sin embargo, existe una interacción significativa Tiempo x Profundidad ($p=0,048$). Analizando separadamente el efecto del fuego en profundidad para cada periodo de tiempo estudiado se observa una disminución significativa de la actividad metabólica ($p=0,039$) en 0-1 cm con respecto 1-2 cm en el suelo recién quemado (UB) que pasa de valores de DO de $0,264 \pm 0,094$ a $0,410 \pm 0,024$. A pesar de no presentar diferencias significativas, se puede observar que en 1-2 cm del suelo recién quemado se observa una mayor actividad metabólica media ($0,410 \pm 0,024$) que en 1-2 cm del suelo sin quemar ($0,361 \pm 0,027$) e incluso prácticamente igual actividad que en 0-1 cm del suelo sin quemar ($0,411 \pm 0,020$), lo que podría atribuirse a que el fuego ha modificado la estructura de la MO, incrementando la fracción de materia orgánica lábil, otros macronutrientes y la comunidad bacteriana se haya visto beneficiada (Goberna et al., 2012).

A los 6 años después de la quema (B6), el primer cm de suelo ha recuperado su actividad microbiana y pasa de valores de AWCD de $0,264 \pm 0,094$ inmediatamente después de la quema a valores de $0,355 \pm 0,044$.

Para finalizar, vale la pena destacar que la actividad metabólica máxima que se ha registrado en este estudio ha sido en la profundidad de 1-2 cm del suelo quemado después de 10 años, con un valor de AWCD máximo de $0,414 \pm 0,023$, en cambio los valores de 0-1 cm ($0,369 \pm 0,045$) no han llegado a niveles de degradación pre-quema, aunque sí se ha regenerado muy notablemente.

Esto se podría interpretar como una recuperación de la actividad microbiana a largo plazo que comienza a observarse 6 años después de la quema, haciéndose mayor pasados 10 años.

4.2.2. Diversidad microbiana y funcional.

La diversidad funcional de una comunidad microbiana se puede definir de forma sencilla como el conjunto de características de los organismos que influyen en las propiedades del ecosistema (Frac et al., 2012, citado en Arteaga et al., 2016), es decir, la variedad de funciones biológicas y capacidades metabólicas llevadas a cabo por los organismos en el ecosistema (Hernández-Cáceres et al., 2022; Trevors, 1998).

Según Balsler et al. (2002), las medidas de diversidad no llegan a describir la realidad sobre las funciones metabólicas de las poblaciones, la capacidad de respuesta de la comunidad ante perturbaciones, las interacciones en poblaciones o su distribución espacial en la matriz del suelo, y estas omisiones ponen de manifiesto la complejidad de este tema. A pesar de ello, actualmente se utiliza el análisis funcional como indicador de la diversidad y estructura de las comunidades microbianas.

En este trabajo se calculan el índice de Shannon (H'), el índice de Pielou (J) y la riqueza (S) a partir de los valores de actividad metabólica potencial obtenidos con Biolog EcoPlate.

La riqueza metabólica potencial es $S=31$, es decir, se han utilizado todos los sustratos carbonados. Esto quiere decir que los microorganismos presentes en el suelo son capaces de metabolizar dichos sustratos. Suele ser común observar la utilización de un elevado número de sustratos debido a que la mayoría de los suelos contienen una multitud de microorganismos enzimáticamente diversos (Trevors, 1998).

H' y J determinan la abundancia relativa del uso de cada uno de los sustratos utilizados y la equitatividad en el uso de sustratos, respectivamente. El conjunto de ambos ofrece información sobre la diversidad funcional y la estructura de las poblaciones.

Los valores de H' (*Figura 33.A*) varían entre un valor mínimo de $3,22 \pm 0,08$ (B6) y máximo de $3,33 \pm 0,07$ (UB), sin encontrarse diferencias significativas ni por tratamiento ($p=0,464$), ni por profundidad ($p=0,973$) ni en su interacción (tratamiento x profundidad) ($p=0,650$), siendo un índice muy estable con el paso del tiempo.

Stewart et al. (2021) reseñan que valores entre 2,10 y 3,9 de índice de Shannon indican una alta diversidad funcional, por tanto, en este caso la diversidad funcional también es elevada.

Los valores de equitatividad (J) (*Figura 33.B*) tampoco tienen diferencias significativas ni por tratamiento ($p=0,063$), ni por profundidad ($p=0,529$) ni en su interacción ($p=0,983$). Los valores son iguales en UB, B0 y B10 siendo $0,97 \pm 0,01$ y disminuye a $0,95 \pm 0,02$ en B6.

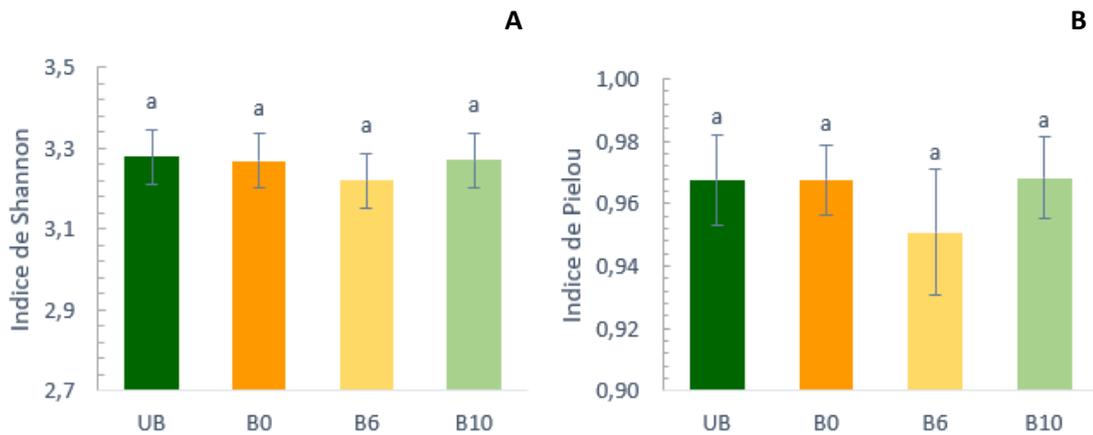


Figura 33. A y B. Índices de diversidad para los diferentes tratamientos como promedio de las tres profundidades (0-3 cm). Fuente: Elaboración propia.

Estos resultados indican que las comunidades microbianas de cada uno de los periodos estudiados utilizan todos los sustratos, y además con una alta uniformidad de uso, esto se traduce en una comunidad bacteriana heterogénea con especies igualmente abundantes.

Otra posibilidad sería que hubiera en el sistema especies que pueden pertenecer a dos o más grupos funcionales diferentes (Hooper et al., 2002, citado en Zamora et al., 2012). Un grupo funcional es un conjunto de especies de bacterias que utilizan los recursos disponibles de forma similar, compitiendo por ellos, y teniendo una respuesta similar sobre los procesos del ecosistema (Huston, 1994, citado en Zamora et al., 2012).

Lo anterior indicaría la aparición de una redundancia funcional, es decir, organismos con fisiologías muy diferentes pero muy parecidos funcionalmente (Hooper et al., 2002; Stewart et al., 2021).

En cualquier caso, la comunidad de bacterias de estos suelos posee una alta diversidad funcional, por lo tanto, este ecosistema opera más eficientemente que otros con diversidades menores, en términos de productividad, resiliencia y resistencia ante perturbaciones (Tilman et al., 2001, citado en Arteaga et al., 2016). La variabilidad funcional observada a través de los perfiles metabólicos se debe a la gran heterogeneidad a microescala de la comunidad microbiana del suelo (Haack et al., 1995, citado en Chabrierie et al., 2003).

4.2.3. Actividad metabólica bacteriana por familias de sustrato.

El análisis de la actividad metabólica (AWCD) de la comunidad de bacterias en función de las familias de sustratos consumidas y el tiempo después de la quema (B0, B6 y B10) se muestra en la *Figura 34*.

Las fuentes de carbono utilizados en las Placas Biolog Ecoplate, pueden agruparse en 6 familias genéricas (Zak et al., 1994): aminas (A); aminoácidos (AM); carbohidratos (CH); ácidos carboxílicos (CA); polímeros (P) y fenoles (PH).

La tendencia general en el **suelo no quemado (UB)** es una tasa muy baja de utilización de los fenoles en las tres profundidades, en cambio, los polímeros son la familia de sustratos que más se metaboliza.

Una alta variabilidad de AWCD se relaciona con una alta diversidad de especies capaces de degradar un sustrato. En lo referente a los polímeros, esto se traduce en una población de bacterias muy heterogénea, es decir, que hay un alto número de especies de bacterias capaces de consumir polímeros en 0-1 cm y 1-2 cm, aunque más limitado en 2-3 cm, siendo en este caso una población bacteriana más específica.

El resto de las familias de sustratos tienen comportamientos diferentes según la profundidad, en 0-1 cm la utilización media es similar entre aminas, aminoácidos, carbohidratos y ácidos carboxílicos. En 1-2 cm, la utilización de aminoácidos es mayor y más específica, y se observa una disminución del uso de carbohidratos y ácidos carboxílicos, con tasas bajas y medias, respectivamente. En los 2-3 cm de profundidad, se observa cómo ha aumentado la metabolización de carbohidratos y ácidos carboxílicos, y prácticamente no se observan cambios en la utilización de las aminas y los aminoácidos.

Los **efectos inmediatos** del fuego en el suelo (B0) son claros y evidentes. En la profundidad 0-1 cm del suelo recién quemado se observa una disminución drástica de la actividad metabólica referente a todas las familias de sustratos, siendo los carbohidratos y los ácidos carboxílicos los que muestran una mayor utilización, posiblemente debido a la piromineralización de la materia orgánica (Hinojosa et al., 2019). Es importante destacar el caso de los polímeros, que disminuye su uso a niveles bajos-medios, en todo caso muy lejos de las actividades del suelo sin quemar, siendo muy llamativo la disminución de la variabilidad en los valores de AWCD, lo que podría indicar que los microorganismos que degradan polímeros han sido los más afectados por el fuego.

La disminución de la actividad metabólica en el 0-1 cm de suelo, basándose en los resultados obtenidos en este trabajo, se podrían deber principalmente al efecto directo del fuego, que ha destruido gran parte de la biomasa bacteriana (Armas-Herrera et al., 2018; Certini, 2005). Bien es cierto que cambios en algunas propiedades fisicoquímicas del suelo

a causa del fuego podrían tener cierto grado de implicación en la disminución de la actividad bacteriana, y aunque en este trabajo no se valoran estas relaciones de forma detallada, sí que se encuentran similitudes con la bibliografía en la disminución de la MO y el incremento del pH tras el fuego, pudiendo tener consecuencias en la comunidad microbiana (Pressler et al., 2019; Holden & Treseder, 2013).

Como se ha dicho anteriormente, esta disminución de la población de bacterias a causa del fuego suele darse en los centímetros más superficiales del suelo (Badía et al., 2017; Hernández et al., 1997; Neary et al., 1999; Pressler et al., 2019), entre los 0-2 cm centímetros (Deka & Mishra, 1983), o los 0-5 cm (Prieto-Fernández et al., 1998; Mabuhay et al., 2006), datos que concuerdan con los resultados de este trabajo.

El rango de temperaturas alcanzado en el primer centímetro, de 812°C en superficie hasta llegar a 39°C a 1 cm de profundidad, temperatura muy similar a la registrada por Armas-Herrera (2018), pone de manifiesto la baja conductividad térmica de los suelos. A pesar de esto, ya a temperaturas bajas, de entre 40-50°C hasta los 120-210°C (Mataix-Solera & Cerdà, 2009), aparecen alteraciones biológicas y se consideran temperaturas letales para las poblaciones de bacterias. Goberna et al. (2012) comentan que a temperaturas cercanas a los 100°C se desnaturalizan las biomoléculas, descomponen metabolitos clave, como el ATP, y aumentan la fluidez de la membrana, amenazando así la realización de procesos esenciales y la integridad celular.

Durante la quema prescrita estudiada se registraron temperaturas superiores a 100°C con un tiempo de residencia de 15 minutos, y superiores a 400°C durante aproximadamente 6 minutos. En el trabajo realizado por Pingree y Kobziar (2019) se determinaron umbrales de mortalidad de bacterias del suelo para temperaturas de 60-80°C hasta 400°C, para periodos de 2 a 30 min, lo que explicaría de una forma suficientemente sólida la disminución de la actividad bacteriana experimentada en el primer centímetro de suelo, por causa directa de las altas temperaturas, aunque sin llegar a la esterilización completa, ya que sí que se obtienen resultados de actividad bacteriana, aunque sea a niveles bajos.

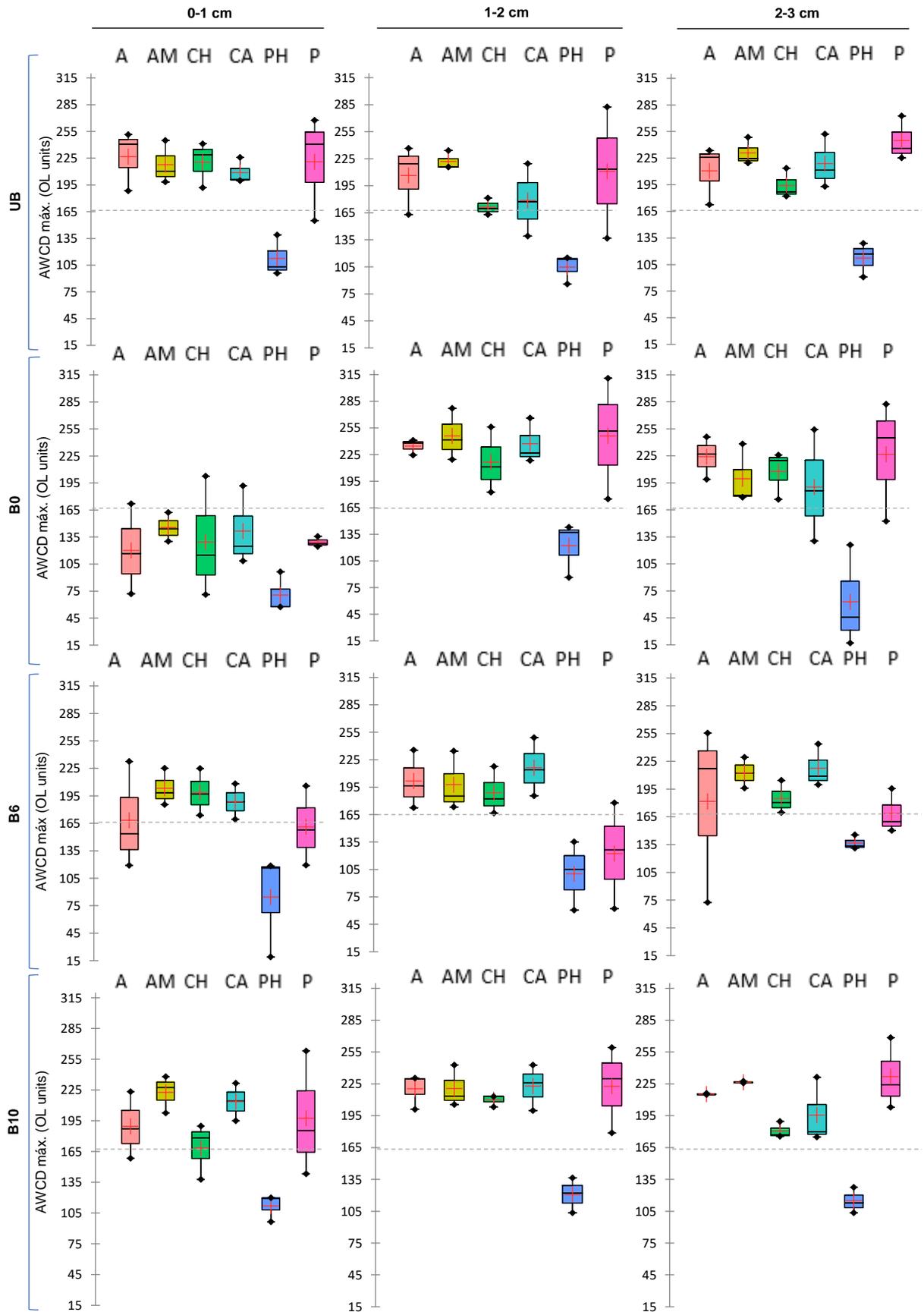


Figura 34. Actividad metabólica (AWCD) de la comunidad de bacterias en función de las familias de sustratos consumidas y el tiempo tras la quema (B0, B6 y B10). A: aminas; AM: aminoácidos; CH: carbohidratos; CA: ácidos carboxílicos; PH: fenoles; P: polímeros. Fuente: Elaboración propia.

Sin embargo, en 1-2 cm del suelo recién quemado se observa un incremento muy notable de la metabolización de todas las familias de compuestos carbonados, llegando a recuperar los valores de actividad microbiana de los suelos no quemados para ese mismo centímetro, incluso registrando valores superiores a los del primer centímetro del suelo no quemado, a pesar de que cabría esperar fuera este el que registrara valores superiores.

Este pico de actividad microbiana registrado de forma inmediata tras el paso del fuego podría responder a cambios en la calidad de la materia orgánica, parte de la MO se transforma en más recalcitrante, y parte en más lábil y soluble.

Se ha puesto de manifiesto que los residuos carbonizados recalcitrantes son un hábitat adecuado para la proliferación de microorganismos en el suelo (Borgogni et al., 2019), y tienden a la hidrofobicidad. En este trabajo se registra un aumento de la hidrofobicidad justamente en 1-2 cm de B0, probablemente por un aumento de este carbono pirogénico, lo que permite que la comunidad microbiana tenga a su disposición unos recursos más similares a los del centímetro superficial del suelo sin quemar.

Además de esto, como se ha dicho, el fuego también provoca la liberación de carbono soluble y de nutrientes provenientes de los microorganismos muertos por las altas temperaturas, y que en su conjunto provocan el aumento de la actividad microbiana (Barreiro et al., 2010; Choromanska & DeLuca, 2002; Mataix-Solera & Cerdà, 2009; Pietikäinen et al., 2000).

En los 2-3 cm hay una ligera disminución de la actividad metabólica de la comunidad microbiana, aunque la tendencia es similar a la del centímetro suprayacente, siendo esta disminución causada por el efecto de la profundidad del suelo (Hart et al., 2005), como experimentaron en su trabajo Deka y Mishra (1983) y Braun et al. (2006) en el cual las poblaciones microbianas disminuían con el aumento de profundidad.

Los **suelos quemados desde hace 6 años (B6)** experimentan cierta recuperación de la actividad metabólica en 0-1 cm, superando en todos los casos los valores del suelo recién quemado para la misma profundidad, pero sin llegar a los valores del ecosistema inicial sin perturbación.

En cambio, en 1-2 cm disminuye la actividad para todas las familias (excepto fenoles), y de forma drástica en el caso de los polímeros, si se compara con la misma profundidad del suelo recién quemado.

Como señala Barreiro y Díaz-Raviña (2021), el incremento de la actividad microbiana suele verse a muy corto plazo y de forma transitoria hasta que el carbono lábil se consume por completo. Tras esto se observa un intenso aumento de estabilización de la materia orgánica (Mataix-Solera & Cerdà, 2009), por lo tanto, se observa recuperación

en el primer centímetro por la incorporación de materia orgánica en superficie por parte de la vegetación, pero en 1-2 cm la actividad disminuye, quizá debido a que, tras 6 años, el carbono fácilmente descomponible se ha agotado (Pietikäinen et al., 2000) y resisten las formas de materia orgánica más complejas.

En la profundidad 2-3 cm destaca la alta variabilidad en la utilización de las aminas, y se observa una especialización de la población bacteriana, sobre todo, para la degradación de fenoles y polímeros, pasando los primeros a usarse más, y disminuyendo el uso de los segundos.

Por último, en los **suelos quemados hace 10 años (B10)** se observa que la metabolización por familias en 0-1 es superior a la de B6, excepto para los carbohidratos. Cambian los patrones de consumo, aumentando notablemente la metabolización de los ácidos carboxílicos y de los polímeros.

En 1-2 cm la metabolización media es elevada y similar para todas las familias, excepto para los fenoles, siguiendo con el patrón general para esta familia. La variabilidad en la utilización de las familias de sustratos no es elevada, lo que indica cierta especificidad de la población, sobre todo para los carbohidratos.

En 2-3 cm la metabolización de los carbohidratos y ácidos carboxílicos disminuye, y la variabilidad en la utilización de aminas y aminoácidos se hace mínima, es decir, hay bacterias capaces degradar estos compuestos de forma eficiente, pero son específicas y selectivas.

Es importante darse cuenta de que los patrones de actividad metabólica de la población bacteriana en 1-2 cm y 2-3 cm, 10 años tras la quema (B10), son muy similares a los registrados en las profundidades 0-1 cm y 1-2 cm del suelo del suelo sin quemar (UB). Esto podría estar indicando que a los 10 años después de la quema este ecosistema ha conseguido recuperarse de la perturbación hasta conseguir niveles similares pre-quema, aunque observando una variabilidad mucho menor en la utilización de sustratos.

La disminución de la variabilidad de AWCD está probablemente causada por cambios o alteraciones en la composición de las comunidades bacterianas (Alcañiz et al., 2018; Holden & Treseder, 2013), que han sufrido una especificidad debida, como se ha dicho anteriormente, a cambios en la calidad de la materia orgánica, que tiende a la estabilización con el paso del tiempo (Mataix-Solera & Cerdà, 2009).

Se puede intentar deducir indirectamente las razones de los cambios en la estructura de la comunidad a partir de los cambios en los patrones de utilización de las familias de sustratos (Pietikäinen et al., 2000). Además, cambios en la utilización de sustratos pueden indicar cambios en la estructura de la materia orgánica presente en el

suelo. Esto se debe a que, en un entorno natural rico en determinadas fracciones orgánicas, más bacterias capaces de degradarlo habrá (Balsler et al., 2002), lo que se registrará con valores más altos o mayores amplitudes de AWCD para determinadas familias.

Por tanto, el aumento en la cantidad de compuestos orgánicos recalcitrantes en el suelo con el tiempo se puede intuir prestando atención a las familias más degradadas tras 10 años desde la quema. Así, las especies de bacterias capaces de degradar compuestos nitrogenados provenientes de incorporaciones de materia orgánica más lábil, o de los restos de microorganismos es muy limitada. En cambio, las bacterias capaces de metabolizar los ácidos carboxílicos, grupos funcionales típicos de los complejos arcillo-húmicos, es decir, materia orgánica humificada, incorporada al material mineral del suelo, son mucho mayores.

Según los resultados obtenidos por Hernández et al. (1997) los suelos quemados contienen menos materia orgánica fácilmente biodegradable que los suelos no quemados, lo que aporta solidez a las teorías anteriores, y actúa en consonancia con la formación de comunidades bacterianas más específicas, y con un nivel de madurez comparable al suelo original sin quemar.

En este trabajo se ha observado como la quema prescrita ha reducido la actividad bacteriana en el centímetro más superficial del suelo, al igual que se observa en otras quemas (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021), y a diferencia de quemas prescritas que no han experimentado cambios (Hart et al., 2015).

4.2.4. Recuperación de la comunidad bacteriana con el tiempo.

La recuperación de la biomasa microbiana suele estar controlada principalmente por la acumulación de nueva materia orgánica en el suelo y por la recuperación de la producción primaria o cubierta vegetal (Holden & Treseder, 2013). Ambos hechos están íntimamente relacionados y es fácil entender la estrecha dependencia del tiempo transcurrido desde la alteración del ecosistema (Knicker, 2007) para que ocurran.

Considerando la primera cuestión en relación con este trabajo, es importante prestar atención a la calidad de la materia orgánica del erizón y a su estrategia colonizadora.

Los arbustos de montaña, concretamente el erizón (*Echinospartum horridum* (Vahl) Roth), es muy rico en lignina (Martín-Ramos et al., 2020), almacena grandes cantidades de carbono en su biomasa y bajo su cerrada estructura se acumula gran

cantidad de hojarasca como consecuencia de la lenta descomposición derivada de su baja calidad bioquímica (Chabrerie et al., 2003; Montané et al., citado en Armas-Herrera et al., 2018).

Tras el paso del fuego, la instalación del erizón es rápida (Badía et al., 2017), y la necromasa recalcitrante que se acumula bajo el arbusto necesita tiempo para descomponerse. Esto puede ser parte de la explicación de que no haya sido hasta 10 años tras el fuego cuando se ha observado la recuperación de la actividad biológica.

En este punto hay una relación causal bidireccional. Si la materia orgánica es muy recalcitrante, hay menos actividad bacteriana por la escasez de C y N disponibles (Prieto-Fernández et al., 1998). Si hay menos actividad bacteriana, la descomposición será más lenta, y la comunidad, probablemente, sea más específica en la degradación de este tipo de compuestos (Balsler et al., 2002).

La variabilidad en AWCD se asocia con la diversidad de especies bacterianas, y esta, a su vez, se relaciona con la funcionalidad de la comunidad (Hooper et al., 2002). Por tanto, en los cm 1-2 y 2-3 de B10 existe una aparente pérdida de funciones microbianas, probablemente debida a la baja diversidad florística de un erizonar maduro (Badía et al., 2017), y a cambios en la calidad de la materia orgánica, que hace que la comunidad microbiana sea menos diversa pero más específica. Chabrerie et al. (2003) indican que la riqueza enzimática potencial expresada por los microorganismos es menor bajo arbustos que bajo pasto, pudiendo esto tener relación con lo anterior.

Por otro lado, está la cuestión de la producción primaria, es decir, la cobertura vegetal del suelo. Los vínculos entre los organismos del suelo y las comunidades vegetales pueden utilizarse para predecir la vulnerabilidad frente a perturbaciones de los organismos del suelo. A pesar de esto, no hay muchos trabajos que estudien las consecuencias de los cambios a largo plazo a causa del fuego de las comunidades vegetales en relación con las respuestas de la comunidad microbiana del suelo (Pressler et al., 2019).

Uno de estos trabajos es el de Knelman et al. (2015), en el que se concluye que la recolonización vegetal durante la sucesión secundaria tiene un impacto significativo en la función microbiana del suelo, concretamente en la estructura de la comunidad bacteriana, la biomasa microbiana global y la actividad enzimática del suelo, siendo la severidad de la quema el factor más influyente en la intensidad de este impacto. Otro trabajo que estudia la relación planta-comunidad microbiana del suelo, afirma que la actividad microbiana potencial está adaptada a la fase específica de la vegetación en cada momento de la sucesión vegetal (Chabrerie et al., 2003).

La rizosfera es la zona del suelo con mayor abundancia de microorganismos del suelo atraídos por los exudados radiculares que les sirven de alimento, y por ello se les considera un *hotspot* para la colonización y actividad microbiana (Prashar et al., 2014).

Los sustratos utilizados en Biolog Ecoplate son compuestos a base de carbono, muchos de los cuales coinciden con exudados radiculares y con sus metabolitos secundarios.

La cantidad y calidad de los exudados radiculares secretados por la planta depende de la especie vegetal, de la edad de la planta y, también, de factores externos como los estresores bióticos y abióticos, teniendo una función muy importante en la modulación de la diversidad de microorganismos en el suelo (Badri & Vivanco, 2009).

Por tanto, si la vegetación va cambiando con el tiempo a causa de la sucesión secundaria tras la perturbación del fuego, los exudados radiculares también lo harán, por lo que es esperable que la comunidad bacteriana cambie con el tiempo. En cambio, Chabrerie et al. (2003) afirma que la composición de las comunidades microbianas parece ser independiente del gradiente sucesional vegetal a la escala de su estudio.

La sucesión vegetal consiste en la sustitución de unas especies por otras, mientras que, en la comunidad microbiana, las sucesiones, o cambios en la comunidad, consisten en cambios en la actividad metabólica adaptados a sustratos sucesivamente transformados (Dilly et al., 2001, citado en Chabrerie et al., 2003).

Relacionando lo anterior con este trabajo, se puede observar cómo conforme la cubierta vegetal aumenta y evoluciona (al principio de la sucesión hay mayor número de hemicriptófitos, y conforme se avanza en el tiempo vuelve a instaurarse el erizón), se va regulando la estabilidad de la comunidad microbiana (Picariello et al. 2021, citado en Andoni et al., 2023), hasta llegar a los 10 años a un comportamiento de la comunidad bacteriana similar al de la situación inicial sin perturbación.

Investigaciones realizadas en bosques boreales afectados por incendios forestales no observan una recuperación de la cubierta vegetal antes de 10 años (Holden & Treseder, 2013), aunque otros estudios en condiciones mucho más similares a las de este trabajo, como los realizados por Badía et al. (2017) en el Pirineo central, indican que a partir de los 3 años tras una quema prescrita de erizón sólo hay un 4 % de suelo desnudo, tras 6 años se llega a reducir al 2% y tras 15 años el suelo llega a estar completamente cubierto. Hinojosa et al. (2019) también registra una alta cobertura vegetal tras 4 años después de una quema.

A pesar de esto, Alfaro-Leranz et al. (2023), artículo donde se publican algunos de los resultados de este trabajo, comentan que tras la quema prescrita, la biomasa de

vegetación arbustiva en 6 y 10 años no alcanza los valores iniciales, por lo que esto podría ser una de las causas de que la comunidad haya ido recuperándose lentamente (10 años) (Figura 35), a diferencia de lo experimentado en un incendio forestal en el centro de Italia, que tras solo 10 meses, el suelo ya mostraba signos de recuperación, debido a que la biomasa microbiana que sobrevivió al incendio se adaptó rápidamente a las nuevas condiciones (Borgogni et al., 2019).

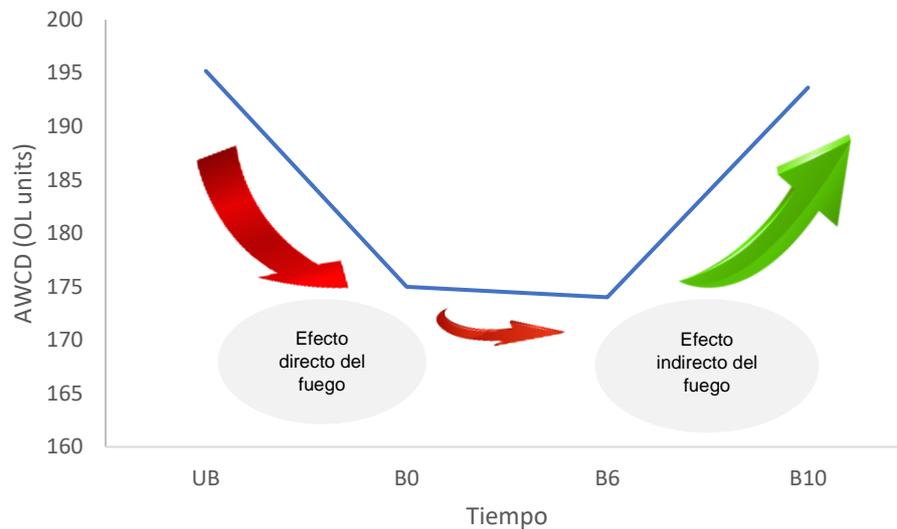


Figura 35. Evolución de la actividad microbiana del suelo tras la quema (B0, recién quemado; B6, 6 años; B10, 10 años) en comparación con los valores control (UB), y media de 0-3 cm. Fuente: Elaboración propia.

Por tanto, la recuperación de la actividad metabólica de las bacterias es un indicador de la recuperación de un ecosistema tras una perturbación (Weber et al., 2014).

Son interesantes las conclusiones de Finlay et al. (1997) sobre las características generales y distintivas de la diversidad microbiana, donde expone que: (1) la diversidad microbiana en un ecosistema nunca está tan empobrecida como para no poder desempeñar su papel en el ciclo biogeoquímico; (2) la comunidad microbiana se adapta rápidamente, incluso a cambios muy importantes a escala local (como podría ser una quema o un incendio) y (3) la diversidad microbiana no tiene un "papel" concreto que desempeñar con respecto a la función del ecosistema. Las interacciones recíprocas entre la actividad microbiana y el entorno fisicoquímico crean una rotación continua de nichos microbianos que siempre están llenos, por lo que la diversidad microbiana forma parte de la función del ecosistema.

Según estos conceptos, se puede esperar que tarde o temprano la recuperación de la actividad bacteriana tenga lugar.

Estudiar el efecto del fuego en la actividad bacteriana atendiendo a los cambios en la utilización de las diferentes familias de sustratos, para cada tratamiento y profundidad, aporta un conocimiento muy detallado con el que poder discernir pequeños cambios en la comunidad bacteriana.

A pesar de ello, se considera factible trabajar con los valores de AWCD medios para las tres profundidades, ya que, el estudio de la diversidad funcional de los microorganismos en su totalidad y no de forma individual, permite enfatizar el sinergismo de las especies (Ricotta et al., 2005, citado en Arteaga et al., 2016). Además, como dice Finlay et al. (1997), las poblaciones son ubicuas, se adaptan, sus nichos siempre están llenos y a pesar de que la composición filogenética de las poblaciones bacterianas hubiera cambiado, la funcionalidad general de la comunidad se mantiene (Knelman et al., 2015).

Por tanto, como resumen final de los efectos del fuego sobre la actividad biológica del suelo se recurre a la *Figura 36*, la cual permite entender los resultados obtenidos con mayor claridad, indicando el funcionamiento global de la comunidad bacteriana existente dentro de los 3 primeros cm de suelo, en función del sustrato metabolizado y del tratamiento, o tiempo tras la quema.

Si se presta atención a la parte del **dendrograma referente a los tratamientos**, se puede observar cómo la actividad de la comunidad bacteriana en el suelo recién quemado (B0) es la que más se parece a la del suelo sin quemar (UB). Esto es debido a que la disminución de la actividad bacteriana experimentada en 0-1 cm es compensada con el fuerte aumento de la actividad en 1-2 cm, es decir, que en conjunto la comunidad bacteriana inmediatamente después del fuego no se ha visto muy afectada, debido principalmente a que la quema prescrita ha sido de baja severidad.

No obstante, la severidad de la quema, a diferencia de lo que ocurre en las propiedades fisicoquímicas, no tiene mucha importancia en la recuperación de las comunidades microbianas, ya que estas siempre tienden a recuperarse (Hamman et al., 2007). La comunidad bacteriana en el suelo tras 10 años desde la quema (B10) es el siguiente grupo de datos que más semejanza tiene con los dos primeros y, por último, el suelo quemado tras 6 años es el que queda muy aislado de todos los anteriores.

Si la comunidad bacteriana no se ha visto afectada directamente por la temperatura del fuego, los cambios en la utilización de sustratos a lo largo del tiempo están relacionados con cambios en la cantidad y estructura de la materia orgánica (Alfaro-Leranz et al., 2023; Wang et al., 2020). Así tras 6 años desde la quema, podría haber pérdidas de MO y carbono lábil por mineralización estimulada por el fuego en etapas anteriores. También podrían haberse dado procesos erosivos en etapas tempranas tras el fuego, muy probables con

pendientes del 25-35% y precipitaciones de 1700 mm al año. La baja cobertura vegetal del suelo inicialmente tras la quema podría haber facilitado dicha erosión, además de haber limitado la aportación de materia orgánica en superficie.

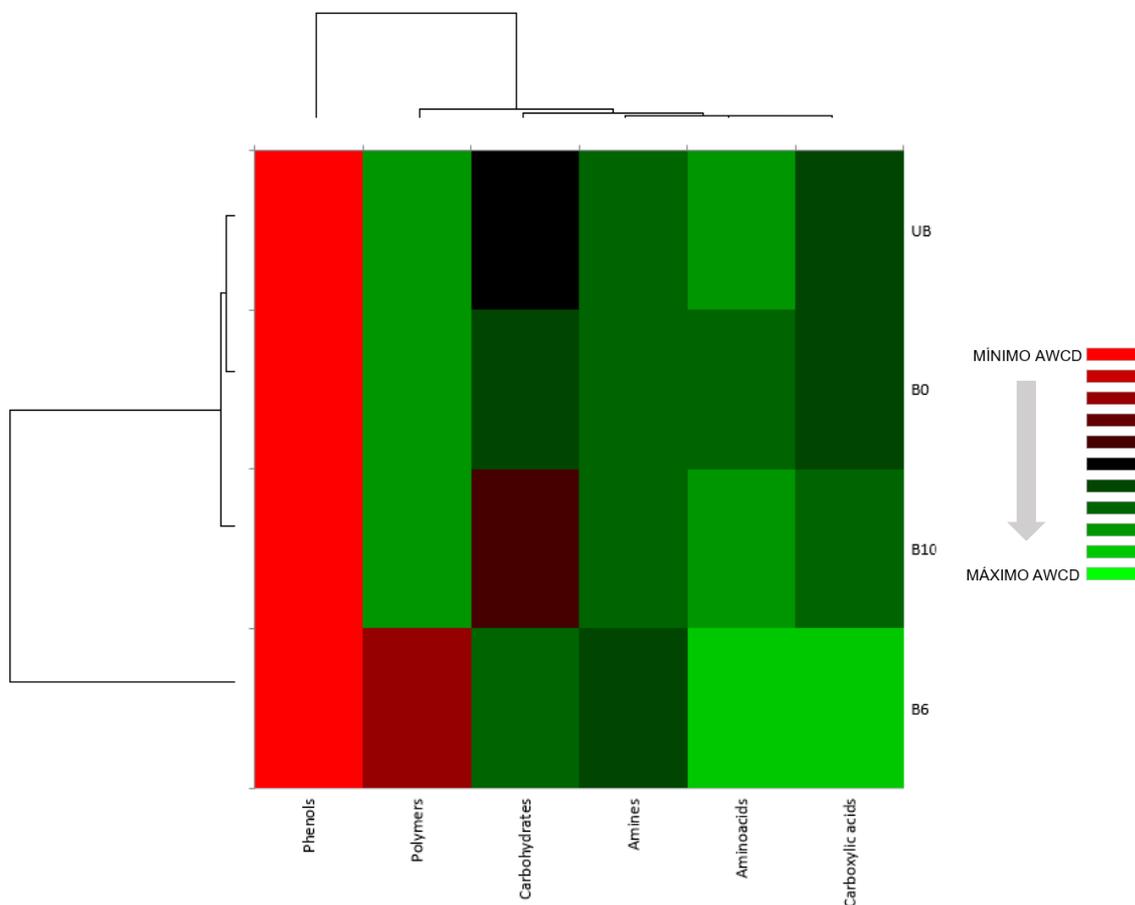


Figura 36. Cluster HeatMap. Las filas representan los tratamientos (UB, B0, B6 y B10) y las columnas representan las familias de sustratos. Cada celda se colorea en función del valor de AWCD para la media de 0-3 cm. Fuente: Elaboración propia.

Atendiendo al **dendrograma referente a las familias de sustratos** metabolizados, se observan 4 grupos diferenciados según las semejanzas en su consumo potencial. El primero es el formado por los ácidos carboxílicos, los aminoácidos y las aminas, que tienen los valores más altos de metabolización, después aparecen los carbohidratos, seguidos de los polímeros, que tienden a bajar su consumo en determinados tratamientos, y muy alejado de estos aparecen los fenoles, que como se puede ver en las Figuras 34 y 36 son los que menos se consumen en todos los tratamientos.

Inmediatamente tras el fuego (B0) los aminoácidos descienden ligeramente, en cambio, los carbohidratos aumentan en mayor proporción. El aumento de los carbohidratos podría tener relación con la liberación de carbono lábil (azúcares fácilmente degradables)

solubilizado a causa del fuego, siendo los responsables del aumento de la actividad microbiana. El resto de las familias son metabolizadas de la misma forma que en UB.

Al cabo de 6 años se observa un aumento de los aminoácidos, y en mayor proporción de los ácidos carboxílicos con respecto a UB y B0.

Los carbohidratos se mantienen iguales con respecto B0, aunque en este punto cabe esperar que los carbohidratos más lábiles ya se hayan consumido, y en esta etapa dominan los carbohidratos más recalcitrantes como la lignina. Los carbohidratos procedentes principalmente de los restos vegetales son alterables (con más o menos rapidez) por los microorganismos, que los usan como fuente de carbono.

El número de ácidos carboxílicos tiende a crecer después de la degradación de lignina, ya que son uno de los productos de degradación más destacados y están presentes en la estructura de los ácidos húmicos (Panneque, 1978). Esto podría explicar el aumento de esta familia, que podría estar indicando la presencia de mayor cantidad de materia orgánica humificada, hipótesis general en este trabajo.

Además, aparece una disminución drástica de los polímeros, que no se observa en ningún otro tratamiento. De hecho, los polímeros son los sustratos más ampliamente utilizados, como ocurre en los estudios de Braun et al. (2006) y Stewart et al. (2021). Por lo que se sabe, son componentes atípicos en el suelo, pero los resultados podrían indicar que las bacterias del suelo poseen el equipo enzimático para degradar estas sustancias, excepto en B6, haciéndose notar que el fuego ha provocado cambios en la funcionalidad de la comunidad bacteriana.

10 años después de la quema se observa un patrón de metabolización muy relacionado con el cambio de la calidad de la MO hacia una mayor recalcitrancia. Los carbohidratos disminuyen de forma importante con respecto al resto de tratamientos y los ácidos carboxílicos aumentan, corroborando la presencia de materia orgánica humificada como posible efecto estabilizador del fuego a largo plazo.

Se observa claramente cómo tras 10 años la comunidad bacteriana del suelo se comporta de la forma muy similar a la del suelo control (UB).

Variaciones en el CLPP y en los patrones de utilización de sustratos indican cambios en la comunidad bacteriana (Sharma et al., 1998) que podrían estar relacionados con cambios en la calidad de la materia orgánica y en su disponibilidad (Sharma et al., 1998; Pietikäinen et al., 2000) debido a los efectos directos e indirectos del fuego sobre el suelo.

Los cambios en la diversidad y estructura de las poblaciones bacterianas (Barreiro & Díaz-Raviña, 2021; Barreiro et al., 2010; Hamman et al., 2007) son entendidos como cambios adaptativos a las nuevas condiciones del suelo. Como dicen Certini et al. (2021), los taxones principales de los microorganismos del suelo tienen rasgos y comportamientos útiles para resistir el fuego o para recuperarse de una perturbación medioambiental antes que otros.

5. Conclusiones

1. Los efectos directos de la quema prescrita sobre las propiedades físicas y químicas son mínimos y quedan limitados al 0-1 cm de profundidad del suelo.
2. El fuego, en cambio, ha tenido efectos indirectos sobre la CE, los cationes intercambiables mayoritarios, (Mg^{2+} y sobre todo el Ca^{2+}) y en la hidrofobicidad dentro de los 3 cm de profundidad del suelo reduciéndolos de forma significativa. Este descenso podría estar relacionado con la falta de cubierta vegetal durante la ventana de perturbación post-quema.
3. A diferencia de las propiedades físicas y químicas, el fuego ha tenido un impacto sobre la actividad bacteriana (CLPP) inmediatamente tras el paso del fuego, aunque limitado al primer centímetro de suelo, y sin llegar a la esterilización completa.
4. Además de los efectos directos, también se han observado efectos indirectos sobre la actividad bacteriana manifestados en cambios en el consumo de sustratos, lo que puede relacionarse con cambios en la calidad de la materia orgánica y con la evolución de la cubierta vegetal.
5. Finalmente, la comunidad bacteriana, que es heterogénea y posee alta diversidad funcional, termina por recuperarse 10 años tras la quema prescrita.
6. La ausencia de efectos directos significativos en la mayoría de las propiedades del suelo, y limitadas a su superficie, es un indicador de la baja severidad de la quema prescrita, facilitada por la habitualmente elevada inercia térmica del suelo. Sin embargo, los efectos indirectos muestran comportamientos dispares según la propiedad analizada.

Recomendaciones prácticas

1. Para futuros trabajos en condiciones similares de pendiente y pluviometría sería interesante añadir un estudio sobre la erosión para cuantificar la cantidad de suelo exportado, y de esta forma, determinar empíricamente si la disminución de algunas propiedades con el paso del tiempo son debidas a esta causa, o por el contrario tienen otra explicación, como la erosión, sospecha recurrente en este trabajo.
2. En el caso de que la quema se realice a petición de un ganadero, sería recomendable ajustar la superficie de suelo quemado a la carga ganadera. Si se quema demasiada superficie de matorral, y no hay suficiente ganado que ramonee los brotes tiernos de erizón, la autosucesión del mismo se produce en poco tiempo, por lo que, además de posibles cambios en las propiedades del suelo causados por

el fuego, en el caso de que los hubiera, no se alcanzaría el objetivo principal de recuperar superficie de pasto.

3. El estudio del efecto inmediato del fuego en el suelo requiere extremar las precauciones durante el muestreo para incorporar la menor cantidad de cenizas posible, con la finalidad de no alterar los resultados y generar un conocimiento riguroso y válido.

6. Agradecimientos

Durante la realización de este trabajo he trabajado junto a personas de las que he aprendido muchas cosas. Ellas siempre me acompañarán. Yo siempre se lo agradeceré.

Primeramente, quiero agradecer a David Badía todo el tiempo que ha dedicado a enseñarme de suelos, y toda la ayuda que me ha prestado durante estos años. Su dedicación y admiración por los suelos, además de su forma de transmitir este conocimiento fue una de las razones por las que comencé a indagar y adentrarme en esta Ciencia tan apasionante.

Agradezco profundamente a Clara Martí toda la ayuda que me ha prestado durante las veces que acudí a ella con las ideas revueltas en la cabeza. Siempre dispuesta a aclarar mis dudas hasta el final, sin importar el tiempo necesario para ello. Lo que más me ha costado de este trabajo lo he conseguido entender gracias a ella.

Por supuesto, agradezco a Raquel Zufiaurre su ayuda en la determinación analítica de los cationes de cambio. Fueron días intensos de trabajo, pero los recuerdo agradables y divertidos, donde nos reímos con ganas. Aprendí mucho sobre la rigurosidad en el proceder en el laboratorio. Sus correcciones y consejos me acompañarán siempre que esté en un laboratorio.

Quiero agradecer a Oriol Ortiz mucho más que su ayuda con la estadística del trabajo. Me gustaría agradecerle cada una de las palabras que nos transmitió durante sus magníficas clases, donde su ilusión, sus ganas de enseñar y de transmitir conocimiento persona a persona, creaban un ambiente especial y agradable, al que regresaría siempre. Aprendí la base de la Edafología con sus palabras y su voz. Más tarde entendí que todo aquello era un tesoro, eterno, como él. Coincidir con él también fue otra de las razones por las que la Edafología brilló entre todo lo demás.

Por supuesto, agradecer a Andoni Alfaro su ayuda y disposición en todo momento. Es la persona con la que asistí a la primera quema prescrita, y la que más me ha enseñado sobre el comportamiento del fuego. Buen compañero de trabajo y buen amigo, al que le deseo lo mejor en su Tesis Doctoral y en su andadura posterior.

Agradezco a Belén Aguado y a Esther López todo su trabajo para que las determinaciones analíticas salieran correctamente. Me enseñaron mucho más de lo que piensan.

También me gustaría agradecer a Carmen Sancho y a Enrique Navarro del IPE-CSIC, su colaboración en la obtención de los resultados de los Biolog Ecoplate.

Mis compañeros de laboratorio y del grado no pueden faltar, han sido un apoyo fuerte de día y de noche. Hemos pasado años juntos, y hemos compartido todo, espero que siga siendo así. Gracias por tanto Nacho Piedrafita, Alejandra Jiménez, Carlota Vegas, Elisa Tamudo, Marta Escuer, Aitana Lizana, Román Pueyo, Alex Abián, Sandra Lorente, Michelle Quintanilla e Iñigo Subirá.

No olvido a María Alcázar, la que durante una sencilla conversación de café y medio día me abrió los ojos hasta punto para a hacer un cambio radical de vida, por el cual hoy estoy aquí. Ella, mujer valiente, siempre me hace ser capaz de todo.

Me dejo para lo último mi profundo y sincero agradecimiento a Abel Rabaza, el mejor compañero que podría tener. Él ha estado detrás de todo, cerca, apoyándome, ayudándome, aconsejándome. Nada hubiera sido posible sin él.

7. Bibliografía

- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J. & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment* 613–614, 944–957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.115>.
- Alcañiz, M., Úbeda, X. & Cerdà, A. (2020). A 13-year approach to understand the effect of prescribed fires and livestock grazing on soil chemical properties in Tivissa, NE Iberian Peninsula. *Forests*, 11(9). <https://doi.org/10.3390/F11091013>.
- Alexis, M. A., Rasse, D. P., Rumpel, C., Bardoux, G., Péchot, N., Schmalzer, P., Drake, B. & Mariotti, A. (2007). Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry*, 82(2), 201–216. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9063-1>.
- Alfaro-Leranz, A., Badía, D., Martí, C., Emran, M., Conte-Domínguez, A. P. & Ortiz, O. (2023). Long-term evolution of shrub prescribed burning effects on topsoil organic matter and biological activity in the Central Pyrenees (NE-Spain). *Science of the Total Environment*, 888, 163994. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163994>.
- Almendros, G., Sanz, J. & Sobrados, L. (1989). Characterization of synthetic carbohydrate-derived humic-like polymers. *The Science of Total Environment*, 81/82, 91-98. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90114-9](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90114-9).
- Almendros, G., Martín, F. & González-Vila, F.J. (1988). Effects of Fire on Humic and Lipid Fractions in a Dystric Xerochrept in Spain. *Geoderma*, 42, 115-127. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(88\)90028-6](https://doi.org/10.1016/0016-7061(88)90028-6).
- Armas-Herrera, C. M., Martí, C., Badía, D., Ortiz, O., Girona, A. & Mora, J. L. (2018). Short-term and midterm evolution of topsoil organic matter and biological properties after prescribed burning for pasture recovery (Tella, Central Pyrenees, Spain). *Land Degradation and Development*, 29(6), 1545–1554. <https://doi.org/10.1002/ldr.2937>.
- Armas-Herrera, C. M., Martí, C., Badía, D., Ortiz, O., Girona, 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. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.016>.

- Arocena, J. M. & Opio, C. (2003). Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma*, 113(1–2), 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00312-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00312-9).
- Arteaga, R.I., Gomez, M.M., Martínez, M.D., Cadena, J.D. & Avendaño, C.H. (2016). Diversidad metabólica funcional de comunidades microbianas asociadas al suelo rizosférico de maíz (*Zea mays* L.) razas Amarillo-zamorano y Jala. *Agroproductividad*, 9(8), 87-91.
- Badía, D., Armas-Herrera, C., Mora, J.L., Gómez, D., Montserrat, G. & Palacios, S. (2017). ¿Podemos controlar la expansión del erizón mediante quemas? *Lucas Mallada*, 19, 69-94. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6421106>.
- Badía, D., González-Pérez, J. A., Aznar, J. M., Arjona-Gracia, B., & Martí, 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. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.038>.
- 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(1), 23–41. <https://doi.org/10.1080/15324980301595>.
- Badía, D. & Martí, C. (2017). *Caracterización de suelos: métodos e interpretación de resultados*. Huesca, España: Reprografía de la Escuela Politécnica Superior de Huesca. ISBN 978-84-16723-23-2.
- Badri, D. V. & Vivanco, J. M. (2009). Regulation and function of root exudates. *Plant, Cell and Environment*, 32(6), 666–681. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.01926.x>.
- Balser, T. C., Kinzig, A. P. & Firestone, M. K. (2002). Linking soilmicrobial communities and ecosystem functioning. In: Kinzig, A. P., Pacala, S. & Tilman, D. (eds.), *The functional consequences of biodiversity: empirical progress and theoretical extensions* (pp. 265–293). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400847303.265>.
- Barreiro, A. & Díaz-Raviña, M. (2021). Fire impacts on soil microorganisms: Mass, activity, and diversity. In: *Current Opinion in Environmental Science and Health* (Vol. 22). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100264>.
- Barreiro, A., Martín, A., Carballas, T. & Díaz-Raviña, M. (2010). Response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals. *Science of the Total Environment*, 408(24), 6172–6178. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.0119>.

- Bernués, A. & Olaizola, A. (2012). La ganadería en los Pirineos: evolución, condicionantes y oportunidades. In: Lasagabaster, I (coord.), Los Pirineos: geografía, turismo, agricultura, cooperación transfronteriza y derecho (pp. 29-67). Universidad del País Vasco. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10532/2142>.
- Bisdom, E.B.A., Dekker, L.W. & Schoute, J.F.Th. (1993). Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma*, 56, 105-118. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90103-R](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90103-R).
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J. & Doerr, S. H. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca Mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 58, 33-55. <https://doi.org/10.21138/bage.2058>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.12.007>.
- Borgogni, F., Lavecchia, A., Mastrolonardo, G., Certini, G., Ceccherini, M. T. & Pietramellara, G. (2019). Immediate- and Short-term Wildfire Impact on Soil Microbial Diversity and Activity in a Mediterranean Forest Soil. *Soil Science*, 184(2), 35–42. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000250>.
- Braun, B., Böckelmann, U., Grohmann, E. & Szewzyk, U. (2006). Polyphasic characterization of the bacterial community in an urban soil profile with in situ and culture-dependent methods. *Applied Soil Ecology*, 31(3), 267–279. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.05.003>.
- Brockway, D. G., Gatewood, R. G. & Paris, R. B. (2002). Restoring fire as an ecological process in shortgrass prairie ecosystems: Initial effects of prescribed burning during the dormant and growing seasons. *Journal of Environmental Management*, 65(2), 135–152. <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0540>.
- Burbano-Orjuela, H. (2016). El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 33(2), 117-124. <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.163302.58>.
- Canals, R. M. (2019). Landscape in motion: Revisiting the role of key disturbances in the preservation of mountain ecosystems. *Geographical Research Letters*, 45(2), 515–531. <https://doi.org/10.18172/cig.3634>.

- Cancelo-González, J., Rial-Rivas, M. E., Barros, N. & Díaz-Fierros, F. (2012). Assessment of the impact of soil heating on soil cations using the degree-hours method. *Spanish Journal of Soil Science*, 2(3), 32–44. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2012.V2.N3.04>.
- Caon, L., Vallejo, V. R., Coen, R. J. & Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47–58. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001>.
- Cerdà, A. & Lasanta, T. (2005). Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees: 1. Water and sediment yield. *Catena*, 60(1), 59–80. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.006>.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia* 143(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>.
- Certini, G., Moya, D., Lucas-Borja, M. E. & Mastrodonato, G. (2021). The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management*, 488, 118989. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118989>.
- Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioli, P. & Rumpel, C. (2011). Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*, 167–168, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.005>.
- Chabrierie, O., Laval, K., Puget, P., Desaire, S. & Alard, D. (2003). Relationship between plant and soil microbial communities along a successional gradient in a chalk grassland in north-western France. *Applied Soil Ecology*, 24, 43–56. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00062-3](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00062-3).
- Choromanska, U. & Deluca, T. H. (2002). Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 264-271. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00180-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00180-8).
- Comisión Europea. Propuesta de Directiva 2023/0232/COD del Parlamento y del Consejo, de 5 de julio de 2023, relativa a la vigilancia y la resiliencia del suelo (Ley de Vigilancia del suelo). [https://www.europarl.europa.eu/RegData/docs_autres_institutions/commission_europeenne/com/2023/0416/COM_COM\(2023\)0416_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/docs_autres_institutions/commission_europeenne/com/2023/0416/COM_COM(2023)0416_EN.pdf).
- Cruz, C.D., Esteve, P. & Tammela, P. (2020). Evaluation and validation of Biolog OmniLog® system for antibacterial activity assays. *Letters in Applied Microbiology* 72, 589-595. <https://doi.org/10.1111/lam.13450>.

- DeBano, L. F. (2000). Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of hidrology* 231-232, 4-32. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00180-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00180-3).
- Debussche, M., Lepar, J. & Dervieux, A. (1999). Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography* 8, 3-15. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00316.x>.
- Deka, H. K. & Mishra, R. R. (1983). The effect of slash burning on soil microflora. *Plant and Soil*, 73, 167-175. <https://doi.org/10.1007/BF02197713>.
- Doerr, S. H. (1998). Short communication on Standarizing the “Water Drop Penetration Time” and the “Molarity of and Ethanol Droplet” Techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using médium textured soil. *Earth Surf. Process. Landforms* 23, 663–668. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199807\)23:7<663::AID-ESP909>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199807)23:7<663::AID-ESP909>3.0.CO;2-6).
- Doerr, S. H. & Santín, C. (2016). Global trends in wildfire and its impacts: Perceptions versus realities in a changing world. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696). <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0345>.
- Farina, A. (2007). *Principles and Methods of Landscape Ecology Towards a Science of the Landscape* (2nd ed.), Springer- Verlag.
- Ferran, A., Delitti, W. & Vallejo, V. R. (2005). Effects of Fire Recurrence in *Quercus coccifera* L. Shrublands of the Valencia Region (Spain): II. Plant and Soil Nutrients. *Ecology*, 177(1), 71–83. <https://doi.org/10.1007/sll258-005-2141-y>.
- Ferrer, C., San Miguel, A. & Olea, L. (2001). *Nomenclátor Básico de Pastos en España*. *Pastos*, 29(2), 7-44.
https://www.researchgate.net/publication/277033707_Nomenclator_basico_de_pastos_en_Espana.
- Fillat, F. (2003). Un paisaje pirenaico de prados y pastos: cambios recientes y perspectivas. *Acta Botanica Barcinonensia*, 49, 313-324. <http://hdl.handle.net/10261/59788>
- Finlay, J., Maberly, S. C. & Cooper, J. I. (1997). Microbial Diversity and Ecosystem Function. *Oikos*, 80(2), 209-213. <https://doi.org/10.2307/3546587>.
- Francos, M., Stefanuto, E. B., Úbeda, X. & Pereira, P. (2019). Long-term impact of prescribed fire on soil chemical properties in a wildland-urban interface. *Northeastern Iberian Peninsula. Science of the Total Environment*, 689, 305–311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.434>.

- Francos, M. & Úbeda, X. (2021). Prescribed fire management. In *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 21. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100250>.
- Freidenreich, A., Harris, B., Dattamudi, S., Betancourt, E., Reis, M. S. & Jayachandran, K. (2020). Effects of prescribed fire on soil properties in a pine rockland ecosystem. *Agricultural and Environmental Letters*, 5(1). <https://doi.org/10.1002/ael2.20026>.
- Gamo, M. & Shoji, T. (1999). A Method of Profiling Microbial Communities Based on a Most-Probable-Number Assay That Uses BIOLOG Plates and Multiple Sole Carbon Sources. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(10), 4419-4424. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.10.4419-4424.1999>.
- García-Chevesich, P.A. (2012). Efectos del fuego en el recurso suelo. *Foresta*, 54, 62-69. Recuperado de <http://www.redforesta.com/blog/2012/07/31/sumario-n-o-54/>.
- García-Ruiz, J. M., Arnáez, J., Sanjuán, Y., López-Moreno, J. I., Nadal-Romero, E. & Beguería, S. (2021). Landscape changes and land degradation in the subalpine belt of the Central Spanish Pyrenees. *Journal of Arid Environments*, 186. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104396>.
- Garland, J.L. (1997). Analysis and interpretation of community-level physiological profiles in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology* 24, 289-300. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1997.tb00446.x>.
- Girona, A., Badía, D., Martí, C., Ortiz, O., Mora, J. L. & Armas-Herrera, C. (2018c). 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.127>.
- Girona, A., Ortiz, O., Badía, D. & Martí, C. (2018b). 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. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.018>.
- Girona, A., Ortiz, O. & Badía, 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.057>.
- Girona, A., Zufiaurre, R., Mora, J. L., Armas-Herrera, C., Martí, C., Ortiz, O. & Badía, D. (2018a). Effects of prescribed burning for pasture reclamation on soil chemical

- properties in subalpine shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Science of the Total Environment*, 644, 583–593. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.363>.
- Goberna, M., García, C., Insam, H., Hernández, M. T. & Verdú, M. (2012). Burning Fire-Prone Mediterranean Shrublands: Immediate Changes in Soil Microbial Community Structure and Ecosystem Functions. *Microbial Ecology*, 64 (1), 242-255. <https://doi.org/10.1007/s00248-011-9995-4>.
- Gómez, D, García-González, R. & Fillat, F. (2009). Multifuncionalidad de los pastos herbáceos de montaña: hacia una interpretación multidisciplinar de los sistemas pastorales del Pirineo. En: R. Reiné, O. Barrantes, A. Broca & C. Ferrer (eds.), *La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas* (pp. 15-41). SEEP, Huesca.
- González-Pelayo, O., Andreu, V., Gimeno-García, E., Campo, J. & Rubio, J. L. (2010). Rainfall influence on plot-scale runoff and soil loss from repeated burning in a Mediterranean-shrub ecosystem, Valencia, Spain. *Geomorphology*, 118(3-4), 444-452. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.02.014>.
- Granged, A. J. P., Zavala, L. M., Jordán, A. & Bárcenas-Moreno, G. (2011). Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma*, 164(1–2), 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.017>.
- Guadilla-Sáez, S., Pardo-de-Santayana, M. & Reyes-García, V. (2019). The role of traditional management practices in shaping a diverse habitat mosaic in a mountain region of Northern Spain. *Land Use Policy*, 89. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104235>.
- Hamman, S. T., Burke, I. C. & Stromberger, M. E. (2007). Relationships between microbial community structure and soil environmental conditions in a recently burned system. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(7), 1703-1711. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.01.018>.
- Hart, S. C., DeLuca, T. H., Newman, G. S., MacKenzie, M. D. & Boyle, S. I. (2005). Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3), 166–184. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.012>.

- Hernández, T., García, C. & Reinhardt, I. (1997). Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25, 109-116.
<https://doi.org/10.1007/s003740050289>.
- Hernández-Cáceres, D., Stokes, A., Angeles-Alvarez, G., Abadie, J., Anthelme, F., Bounous, M., ... y Reverchon, F. (2022). Vegetation creates microenvironments that influence soil microbial activity and functional diversity along an elevation gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 165, 108485. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108485>.
- Hinojosa, M. B., Laudicina, V.A., Parra, A., Albert-Belda, E. & Moreno, J.M. (2019). Drought and its legacy modulate the post-fire recovery of soil functionality and microbial community structure in a Mediterranean shrubland. *Global Change Biology*, 25(4), 1409-14-27. <https://doi.org/10.1111/gcb.14575>.
- Holden, S. R. & Treseder, K. K. (2013). A meta-analysis of soil microbial biomass responses to forest disturbances. *Frontiers in Microbiology*, 4(163). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00163>.
- Hooper, D., Buchmann, N., Degrange, V., Díaz, S., Gessner, M., Grime, P., Hulot, F., Mermillod-Blondin, F., Peer, L., Roy, J., Symstad, A., Solan, M. & Spehn, E. (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: M. Loreau, S. Naeem, and P. Inchausti, (Ed.), *Biodiversity and ecosystem functioning* (pp. 195-208). Oxford (UK): Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/oso/9780198515708.003.0017>.
- Johnson, D.W., Murphy, J.F., Susfalk, R.B., Caldwell, T.G., Miller, W.W., Walker, R.F. & R.F. Powers. (2005). The effects of wildfire, salvage logging, and post-fire N-fixation on the nutrient budgets of a Sierran forest. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3), 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.011>.
- Knelman, J. E., Graham, E. B., Trahan, N. A., Schmidt, S. K. & Nemergut, D. R. (2015). Fire severity shapes plant colonization effects on bacterial community structure, microbial biomass, and soil enzyme activity in secondary succession of a burned forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 90, 161–168.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.004>.
- Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85(1), 91–118. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9104-4>.

- Komac, B., Alados, C. & Camarero, J. (2011). Influence of topography on the colonization of subalpine grasslands by the thorny cushion dwarf *Echinopartum horridum*. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43(4), 601–611. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.4.601>.
- Komac, B., Kefi, S., Nuche, P., Escós, J. & Alados, C. L. (2013). Modeling shrub encroachment in subalpine grasslands under different environmental and management scenarios. *Journal of Environmental Management*, 121, 160-169. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.038>.
- Kutiel, P. & Inbar, M. (1993). Fire Impacts on Soil Nutrients and Soil Erosion in a Mediterranean Pine Forest Plantation. *Catena*, 20(1-2), 129-139. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(93\)90033-L](https://doi.org/10.1016/0341-8162(93)90033-L).
- Kutiel, P., Lavee, H. & Segev, M. (1995). The effect of fire-induced surface heterogeneity on rainfall-runoff-erosion relationships in an eastern Mediterranean ecosystem, Israel. *Catena*, 25, 77-87. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(94\)00043-E](https://doi.org/10.1016/0341-8162(94)00043-E)
- Kutiel, P. & Shaviv, A. (1992). Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest Ecology and Management*, 53 (1-4), 329-343. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90051-A](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90051-A).
- Larroulet, M. S., Hepper, E. N., Redondo, M. P. Á., Belmonte, V. & Urioste, A. M. (2016). The Caldenal ecosystem: Effects of a prescribed burning on soil chemical properties. *Arid Land Research and Management*, 30(1), 105–119. <https://doi.org/10.1080/15324982.2015.1046198>.
- Lasanta T, Nadal-Romero E. & Arnáez J. (2015). Managing abandoned farmland to control impact of re-vegetation on the environment. The state of the art in Europe. *Environmental Science & Policy* 52, 99–109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.012>.
- Lasanta, T. (2010). Pastoreo en áreas de montaña: Estrategias e impactos en el territorio. *Estudios Geograficos*, 71(268), 203–233. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0459>.
- Lasanta, T. & Vicente-Serrano, S.M. (2007). Cambios en la cubierta vegetal del Pirineo aragonés en los últimos 50 años. *Pirineos*, 162, 125–154. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2007.v162.16>.
- Lasanta, T. & Cerdà, A. (2005). Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees: 2. Solute release. *Catena*, 60(1), 81–100. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.005>.

- Llovet, J., Josa, R. & Vallejo, V. R. (2008). Thermal shock and rain effects on soil surface characteristics: A laboratory approach. *Catena*, 74(3), 227–234. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.017>.
- Ludwig, B., Khanna, P. K., Raison, R. J. & Jacobsen, K. L. (1998). Modelling cation composition of soil extracts under ashbeds following an intense slashfire in a eucalypt forest. *Forest Ecology and Management* 103(1), 9-20. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00173-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00173-4).
- Mabuhay, J. A., Nakagoshi, N. & Isagi, Y. (2006). Soil microbial biomass, abundance, and diversity in a Japanese red pine forest: First year after fire. *Journal of Forest Research*, 11(3), 165–173. <https://doi.org/10.1007/s10310-005-0201-8>.
- Martín-Ramos, P., Martín-Gil, J., Gómez-García, D. & Cuchí-Oterino, J. A. (2020). On the physicochemical characteristics and applications of an “undesirable” pyrenean thorny cushion dwarf: *Echinospartum horridum* (vahl) roth. *Plants*, 9(9), 1–13. <https://doi.org/10.3390/plants9091180>.
- Mataix-Solera, J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10045/9988>.
- Mataix-Solera, J., Benito, E., Andreu, V., Cerdà, A., Llovet, J., Úbeda, X., Martí, C., Varela, M.E., Gimeno-García, E., Arcenegui, V., Rubio, J., Campo, J., García-Orenes, F. & Badía, D. (2010). ¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados en suelos afectados por incendios? Métodos e interpretación de resultados. En: Cerdà, A & Jordán, A. (Coord.), Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales (pp. 109-143). Universidad de Valencia, Cátedra Divulgación de la Ciencia. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/229382623_Como_estudiar_la_estabilidad_de_agregados_en_suelos_afectados_por_incendios_Metodos_e_interpretacion_de_resultados.
- Mataix-Solera, J. & Cerdà, A. (2009). Los efectos de los incendios forestales en los suelos. Síntesis y conclusiones. Nuevos retos en la investigación y en la gestión. En: Cerdà, A y Mataix-Solera, J. (Ed.), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles (pp.493-529). Universidad de Valencia, Cátedra Divulgación de la Ciencia. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/229181477_Los_efectos_de_los_incendios

_forestales_en_los_suelos_Sintesis_y_conclusiones_Nuevos_retos_en_la_investiga
inve_y_en_la_gestion.

- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A. & Zavala, L. M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews* 109(1-2), 44-60. <https://doi.org/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(1–2), 77–88. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00185-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00185-X).
- Mataix-Solera, J. & Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En: Mataix-Solera, J. (Ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica* (5-40). Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/229187257_Efectos_de_los_incendios_for_estales_en_las_propiedades_edaficas.
- Miras, Y., Ejarque, A., Orengo, H., Mora, S. R., Palet, J. M. & Poiraud, A. (2010). Prehistoric impact on landscape and vegetation at high altitudes: An integrated palaeoecological and archaeological approach in the eastern Pyrenees (Perafita valley, Andorra). *Plant Biosystems*, 144(4), 924-939. <https://doi.org/10.1080/11263504.2010.491980>.
- Montserrat, P. (1964). *Ecología del pasto*. Publ. Centr. Pir. Biol. Exp. 1 (5), 1–22. Recuperado de https://digital.csic.es/bitstream/10261/67238/1/080_Montserrat_ecologia_agroecosistemas_1964.pdf.
- Montserrat, P. (2009). *La cultura que hace el paisaje: Escritos de un naturalista sobre nuestros recursos de montaña*. Navarra: La Fertilidad de la Tierra.
- Montserrat, P., Montserrat-Martí, J.M. & Montserrat-Martí, G. (1984). Estudio de las comunidades de *Echinospartum horridum* en el Pirineo Español. *Acta Biológica Montana*, 4, 249-257. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10261/76458>
- Montserrat, P. y Villar, L. (2007). *Ecología y gestión pastoral en el Pirineo. Una perspectiva de medio siglo*. *Pirineos*. 162, 89–107. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2007.v162.14>.
- Mora, J. L., Badía, D. & Gómez, D. (2022). Fire does not transform shrublands of *Echinospartum horridum* (Vahl) Rothm. into grasslands in the Pyrenees: Development of community structure and nutritive value after single prescribed burns. *Journal of Environmental Management*, 315. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115125>.

- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F. & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122, 51-71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8).
- Paneque Guerrero, G. (1978). *Materia orgánica del suelo: química, morfología y biología*. Universidad de Córdoba. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10396/8329>.
- Pausas, J. G. & Keeley, J. E. (2014). Abrupt Climate-Independent Fire Regime Changes. *Ecosystems*, 17(6), 1109-1120. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9773-5>.
- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. & Vallejo, R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of Wildland Fire* 17(6), 713-723. <https://doi.org/10.1071/WF07151>.
- Pietikäinen, J., Hiukka, R. & Fritze, H. (2000). Does short-term heating of forest humus change its properties as a substrate for microbes? *Soil Biology and Biochemistry*, 32(2), 277-288. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00164-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00164-9).
- Pingree, M. R. A. & Kobziar, L. N. (2019). The myth of the biological threshold: A review of biological responses to soil heating associated with wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 432, 1022-1029. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.032>.
- Prashar, P., Kapoor, N. & Sachdeva, S. (2014). Rhizosphere: Its structure, bacterial diversity and significance. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 13(1), 63-77. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9317-z>.
- Pressler, Y., Moore, J. C. & Cotrufo, M. F. (2019). Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos*, 128(3), 309-327. <https://doi.org/10.1111/oik.05738>.
- Prieto-Fernández, A., Acea, M. J. & Carballas, T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils*, 27, 132-142. <https://doi.org/10.1007/s003740050411>.
- Rai, D., Silveira, M.L., Strauss, S.L., Meyer, J.L., Castellano-Hinojosa, A., Kohmann, M.M., Brandani, C.B. & Gerber, S. (2023). Short-term prescribed fire-induced changes in soil microbial communities and nutrients in native rangelands of Florida. *Applied Soil Ecology*, 189. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104914>
- Reiné, R. (2018). ¿Por qué estudiar los pastos del Pirineo aragonés? *Lucas Mallada*, 19, 9-22. Recuperado de <https://revistas.iea.es/index.php/LUMALL/article/view/2682>.
- Reiné, R., Barrantes, O., Chocarro, C., Juárez, A., Broca, A., Maestro, M. & Ferrer, C. (2014). Pyrenean meadows in Natura 2000 network: grass production and plant

- biodiversity conservation. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 12(1): 61-77. <https://doi.org/10.5424/sjar/2014121-4617>.
- Revilla, R. (1987). Las zonas de montaña y su entorno económico. Análisis estructural y bases técnicas para la planificación de la ganadería en los altos valles del Sobrarbe (Pirineo Oscense). Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. 550 pp. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10532/1889>.
- Robichaud, P. R. & Hungerford, R. D. (2000). Water repellency by laboratory burning of four northern Rocky Mountain forest soils. *Journal of Hydrology*, 231-232, 207-219. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00195-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00195-5).
- San Emeterio, L., Múgica, L., Ugarte, M. D., Goicoa, T. & Canals, R. M. (2016). Sustainability of traditional pastoral fires in highlands under global change: Effects on soil function and nutrient cycling. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 235, 155-163. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.009>.
- Santín, C. & Doerr, S.H. (2016). Fire effects on soil: the human dimension. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696). <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0171>.
- Scharenbroch, B. C., Nix, B., Jacobs, K. A. & Bowles, M. L. (2012). Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in a Midwestern, USA oak (*Quercus*) forest. *Geoderma*, 183-184, 80-91. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.010>.
- Sharma, S., Rangger, A. & Insam, H. (1998). Effects of Decomposing Maize Litter on Community Level Physiological Profiles of Soil Bacteria. *Microbial Ecology*, 35, 301-310. <https://doi.org/10.1007/s002489900085>.
- Sherman, L. A., Brye, K. R., Gill, D. E. & Koenig, K. A. (2005). Soil chemistry as affected by first-time prescribed burning of a grassland restoration on a coastal plain ultisol. *Soil Science*, 170(11), 913-927. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000196772.53574.a2>.
- Soto, B., Benito, E. & Díaz-Fierros, F. (1991). Heat-Induced Degradation Processes in Forest Soils. *International Journal of Wildland Fire*, 1(3), 147-152. <https://doi.org/10.1071/WF9910147>.
- Stewart, J. D., Ontai, A., Yusoof, K., Ramirez, K. S. & Bilinski, T. (2021). Functional redundancy in local spatial scale microbial communities suggests stochastic processes at an urban wilderness preserve in Austin, TX, USA. *FEMS Microbiology Letters*, 368(3). <https://doi.org/10.1093/femsle/fnab010>.

- Stoof, C. R., Moore, D., Ritsema, C. J. & Dekker, L. W. (2011). Natural and Fire-Induced Soil Water Repellency in a Portuguese Shrubland. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2283-2295. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0046>.
- Trevors, J.T. (1998). Bacterial Biodiversity in Soil with an Emphasis on Chemically-Contaminated Soils. *Water, Air, & Soil Pollution* 101, 45-67.
<https://doi.org/10.1023/A:1004953404594>.
- 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. <https://doi.org/10.1071/WF05040>.
- Ulery, A.L., Graham, R.C. & Amrhein, C. (1993). Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 156(5), 358-364. <https://doi.org/10.1097/00010694-199311000-00008>.
- Velasco, A. & Úbeda, X. (2014). Estabilidad de los agregados de un suelo quemado a diferentes intensidades de fuego dieciocho años después de un incendio forestal. *Cuadernos de Investigación geográfica*, 40(2), 333–352. <https://doi.org/10.18172/cig.2521>.
- VV.AA. (2009). Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid. Recuperado de https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.html.
- Wang, Y., Zheng, J., Liu, X., Yan, Q. & Hu, Y. (2020). Short-term impact of fire-deposited charcoal on soil microbial community abundance and composition in a subtropical plantation in China. *Geoderma*, 359. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113992>.
- Zamora, A., Malaver, N. & Ramos, J. (2012). Análisis funcional de microorganismos: un estimador de diversidad y estructura comunitaria. *Acta Biol. Venez.* 32 (1), 57-86. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/272492530_ANALISIS_FUNCIONAL_DE_MICROOMICROORGA_UN_ESTIMADOR_DE_DIVERSIDAD_Y_ESTRUCTURA_COMUNITARIA/stats.

Zak, J.C., Willig, M.R., Moorhead, D.L. & Wildman, H.G. (1994). Functional Diversity of Microbial Communities: A Quantitative Approach. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(9), 1101-1108. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90131-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90131-7).

8. Anexos

➤ Fotografías



Figura 37. Área de estudio tras el paso del fuego. Fuente: Ana P. Conte.



Figura 38. Área de estudio tras el paso del fuego. Fuente: Ana P. Conte.



Figura 39. Eliminación de la capa de erizón para el muestreo del suelo. Fuente: Ana Paula Conte.



Figura 40. Superficie del suelo tras la eliminación del estrato arbustivo de erizón. A partir de este estado se comienza a decapar el suelo centímetro a centímetro. Fuente: Ana P. Conte.

➤ Tablas

Tabla 10. Correlaciones entre las variables y los factores del ACP. Fuente: XLStat

	F1	F2	F3	F4	F5
pH	0,296	0,883	-0,231	-0,088	0,258
C.E	0,973	-0,052	-0,184	-0,100	0,008
MOT	0,955	-0,260	0,052	0,040	-0,104
WDPT	0,805	-0,389	-0,171	0,383	0,158
SAS	-0,726	0,286	0,578	0,170	-0,051
Ca2+	0,970	0,050	0,001	-0,126	-0,184
Mg2+	0,874	0,345	0,333	0,008	-0,003
K+	0,607	0,649	0,411	0,119	-0,060
Na+	0,313	-0,594	0,684	-0,183	0,218

Tabla 11. Puntuaciones factoriales de las observaciones en cada factor de ACP. Fuente: XLStat.

	F1	F2	F3	F4	F5
UB_1	3,350	-2,808	0,515	0,753	0,530
UB_2	1,513	-1,554	-0,158	-0,128	-0,887
UB_3	1,151	-1,368	0,223	-1,173	-0,083
B0_1	3,525	2,060	0,130	-0,606	0,563
B0_2	1,521	1,005	-1,768	0,710	-0,017
B0_3	1,594	1,881	-1,013	0,072	-0,453
B6_1	-0,465	1,200	2,522	0,188	0,009
B6_2	-1,561	0,514	0,996	0,335	-0,461
B6_3	-2,270	-0,305	0,249	0,043	-0,263
B10_1	-2,478	0,495	0,240	0,200	0,371
B10_2	-2,651	-0,319	-0,441	-0,185	0,465
B10_3	-3,229	-0,802	-1,494	-0,210	0,227

Tabla 12. Contribuciones de las variables en el conjunto del ACP. Fuente: XLStat.

	F1	F2	F3	F4	F5
pH	1,657	39,389	4,440	2,996	35,049
C.E	17,876	0,138	2,806	3,882	0,037
MOT	17,240	3,422	0,221	0,633	5,726
WDPT	12,232	7,635	2,447	56,637	13,152
SAS	9,962	4,134	27,835	11,213	1,367
Ca2+	17,766	0,126	0,000	6,091	17,822
Mg2+	14,441	6,017	9,212	0,026	0,004
K+	6,972	21,303	14,097	5,509	1,910
Na+	1,853	17,836	38,941	13,011	24,933