

Trabajo Fin de Grado

Efectos del fuego sobre la cantidad y
recalcitrancia de la materia orgánica del suelo
en distintas profundidades (Tella y Zuera,
2015)

Fire effects on the amount and recalcitrance of
soil organic matter at different soil depths
(Tella & Zuera, 2015)

Autor

Andrés Pérez García

Director

Josep Oriol Ortiz Perpiñá

Agradecimientos

Ante todo y después de casi estar terminando este trabajo, no dejo de acordarme de las personas que me han acompañado en este largo viaje desde que salí de Madrid y bueno del vientre de mi madre, gracias mamá, a ti y a Mayte os dedico este trabajo, por todos los años que habéis estado a mi lado, y siempre por vuestro amor incondicional. A mi padre por haberme inculcado su amor por el trabajo bien hecho.

También expresar mi agradecimiento a Oriol, mi tutor de proyecto, por haberme guiado con paciencia por este laberinto, del que a veces no sabía salir, y por haberme enseñado tanto. A David Badía, por haberme dado a conocer esta rama de la edafología y haberme propuesto muchas líneas de trabajo. Ah y al personal de laboratorio que tan amablemente nos ayudaron en las horas de análisis, y a Jesús Laliena y demás compañeros de secretaría, gracias por su ayuda en el papeleo. Un recuerdo también especial para los trabajadores de la biblioteca, de conserjería y del departamento de limpieza, sin ellos hubiera sido imposible estudiar una carrera; somos la fuerza del colectivo, pues nada se puede hacer desde la individualidad.

Gracias también muy especiales a los profesores de la Escuela Politécnica de Huesca, que nos han acompañado en este periplo, de todos y con todos hemos aprendido.

Gracias y muchos abrazos pa mis compis: Diegote, Carlicos, David, Crespo, Julio; Carmela, Eva, Espe, Ari, Ingrid, Olmo, Saruqui, Clemente, Bea, Amanda., Ainhoa, Miguel Angel, Gonzalo y a todos los demás compañeros de la promoción de 2011-2015 de Ciencias Ambientales.

Tampoco me puedo olvidar de los compañeros y profesores del IFA de Jaca, que tanto han influido en mí y que me hicieron sentirme como en casa (en plena naturaleza): Inma, Gonzalo, Jesús, Víctor “El sabio” de Jaca que ya no está con nosotros, Sergio, Alejandro “el pajarero”, Unai, los de Tarazona, Melero, el soriano, y todos los demás.

Y no se me olvida, dar un abrazo muy fuerte, os echo de menos chicos, a todos mis amigos de Leganés, los hermanos Laray, Angie, Alfon, Bea, Jose Manuel, Lourdes, Azu, Javirock, Kike, Juandi y todos los demás.

Y no quiero extenderme más que se me hace tarde, solo decir, que “al buscar lo imposible, el hombre siempre ha realizado y reconocido lo posible”, lo dijo un tal Bakunin. Esto último se lo dedico a mis amigos de Huesca: Eduard, Víctor, Javi, Alberto, Vane Mario y Elena, Juan y Berta, Hamid y Raquel, Paola y demás personal que siempre me han animado y apoyado, y dado mucha fuerza.

Aleluya!!, terminé..... y esto es todo amigos.

Índice

1. Resumen / Abstract.....	Pág. 7
1.1 Resumen.....	Pág. 7
1.2 Abstract.....	pág. 8
2. Introducción.....	Pág. 9
3. Objetivos.....	Pág. 17
3.1 Objetivo general.....	Pág. 17
3.2 Objetivos específicos.....	Pág. 17
4. Material y métodos.....	Pág. 18
4.1 Ubicación espacial.....	Pág. 19
4.2 Realización de las quemas prescritas.....	Pág. 21
4.3 Quema de monolitos de suelo de Zuera.....	Pág. 23
4.4 Muestreo.....	Pág. 23
4.5 Proceso de análisis de laboratorio de Tella.....	Pág. 25
4.5.1 Determinación de la MO Total.....	Pág. 28
4.5.2 Determinación del Cox Total	Pág. 29
4.5.3 Determinación recalcitrancia.....	Pág. 29
4.6 Análisis estadístico de los datos.....	Pág. 31
4.7 Análisis del perfil del suelo de Tella.....	Pág. 33
5. Resultados.....	Pág. 35

6. Discusión.....	Pág. 55
6.1 Perfiles de MO y Cox en suelos control.....	Pág. 55
6.1.1 MO y C, Totales y NH's.....	Pág. 55
6.1.2 Proporciones de Cox en la MO.....	Pág. 58
6.1.3 Proporciones de MO y C Recalcitrantes.....	Pág. 59
6.2 Perfiles de MO y Cox tras el fuego.....	Pág. 60
6.2.1 MO y Cox totales.....	Pág. 60
6.2.2 MO y Cox NH's.....	Pág. 70
6.2.3 Recalcitrancia. Proporciones de MO y Cox.....	Pág. 73
6.2.4 Efectos generales sobre propiedades de la MO.....	Pág. 81
6.2.5 Líneas futuras de estudio a seguir.....	Pág. 86
7. Conclusiones.....	Pág. 87
7.1 Cantidad y calidad de MO y Cox en suelos control.....	Pág. 87
7.2 Efectos del fuego sobre las cantidades totales de MO.....	Pág. 87
7.3 Efectos del fuego sobre la fracción NH de la MO.....	Pág. 88
8. Bibliografía.....	Pág. 89
Anexos.....	Pág. 102

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de situación del municipio de Tella-Sin.....	Pág. 19
Figura 2. Mapa de situación de la localidad de Tella.....	Pág. 20
Figura 3. Mapa de situación del municipio de Zuera.....	Pág. 20
Figura 4. Mapa de situación de la localidad de Zuera.....	Pág. 21
Figura 5. Foto de la quema prescrita en Tella-Sin.....	Pág. 22
Figura 6. Evolución de la temperatura del suelo durante la quema prescrita de Tella.....	Pág. 23
Figura 7. Esquema básico del proceso de análisis de la MO y el C Totales y NH's.....	Pág. 27
Figura 8. Foto situación toma de muestras suelo zona de Tella.....	Pág. 33
Figura 9. El efecto del fuego en la cantidad de MO total en Zuera.....	Pág. 38
Figura 10. El efecto del fuego en la cantidad de MO total en Tella.....	Pág. 40
Figura 11. El efecto del fuego en la cantidad de Cox total en Zuera.....	Pág. 41
Figura 12. El efecto del fuego en la cantidad de Cox total en Tella.....	Pág. 42
Figura 13. El efecto del fuego en la cantidad de MO NH en Zuera.....	Pág. 43
Figura 14. El efecto del fuego en la cantidad de MO NH en Tella.....	Pág. 44
Figura 15. El efecto del fuego en la cantidad de Cox NH en Zuera.....	Pág. 45
Figura 16. El efecto del fuego en la cantidad de Cox NH en Tella.....	Pág. 46
Figura 17. El efecto del fuego en la relación Cox total / MO total en Zuera.....	Pág. 47
Figura 18. El efecto del fuego en la relación Cox total / MO total en Tella.....	Pág. 48
Figura 19. El efecto del fuego en la MO recalcitrante en Zuera.....	Pág. 49
Figura 20. El efecto del fuego en la MO recalcitrante en Tella.....	Pág. 50
Figura 21. El efecto del fuego en el C recalcitrante en Zuera.....	Pág. 51
Figura 22. El efecto del fuego en el C recalcitrante en Tella.....	Pág. 52
Figura 23. El efecto del fuego en la relación Cox NH / MO NH en Zuera.....	Pág. 53
Figura 24. El efecto del fuego en la relación Cox NH / MO NH en Tella.....	Pág. 54
Figura 25. Distribución de la proporción de MO en 2 suelos	Pág. 57
Figura 26. Índices de recalcitrancia del carbono (RIC)	Pág. 75
Figura 27. Cromatograma de iones totales de compuestos liberados tras pirólisis.....	Pág. 79

Índice de tablas

Tabla 1. Temperatura media en la quema de bloques de Zuera.....	Pág. 61
Tabla 2. Características de suelos en incendios.....	Pág. 63
Tabla 3. Medias de las propiedades del suelo en lugares control y quemados.....	Pág. 66
Tabla 4. El efecto del fuego sobre el carbono orgánico total en Badía (2014b).....	Pág. 67
Tabla 5. El efecto del fuego en el COT en Aznar (2016).....	Pág. 68
Tabla 6. Valores medios del C orgánico total del suelo en Armas-Herrera (2016).....	Pág. 69
Tabla 7. El efecto del fuego sobre el carbono pirolizado en Badía (2014b)..	Pág. 71
Tabla 8. El efecto del fuego en el C pirolizado en Aznar (2016).....	Pág. 72
Tabla 9. Comparativa de las 3 fracciones funcionales del Cox en Tella y Zuera.....	Pág. 82
Tabla 10. Profundidad del suelo afectada por una quema controlada	Pág. 84
Tabla 11. Propiedades y componentes afectados por quema	Pág. 85
Tabla 12. Descripción morfológica de los horizontes del perfil de Tella.....	Pág. 103
Tabla 13. Datos analíticos del perfil de suelo de Tella.....	Pág. 105
Tabla 14. Cuadro resumen del Anova de 2 factores de Zuera y Tella.....	Pág. 106

1. Resumen / Abstract

1.1 Resumen

La población rural en España ha sufrido un paulatino abandono de sus habitantes, en los últimos 30 o 40 años, lo que ha conllevado a una reducción en el aprovechamiento de los recursos forestales, la ganadería de montaña y el uso ancestral de los pastos de altura. Esta pérdida de uso ha propiciado una importante acumulación de combustible, muchas veces gracias a la extensión de la **matorralización**, con el riesgo de incendios que conlleva. Las **quemadas prescritas** son una medida para cambiar esta dinámica, reducir combustible y restituir los pastos. Sin embargo, no se trata de una práctica exenta de riesgo, que puede tener efecto sobre variadas propiedades del suelo, como la cantidad y la calidad (**recalcitrancia**) de su **materia orgánica** (MO). Los efectos del fuego se han estudiado en 2 localidades de Aragón, Zuera y Tella, relacionándolos con la profundidad del horizonte Ah afectado por el fuego. Después de analizar las muestras se ha observado que la MO y el **Carbono** (C) totales, se reducen, especialmente, en la capa 0-1 cm, que es la zona que sufre la mayor temperatura. Las fracciones **no hidrolizables** en Zuera se ven afectadas en los tres cm, por la intensidad del calentamiento, mientras que en Tella la pérdida se reduce al primer o segundo cm. En cuanto a la calidad, la MO y el C recalcitrantes en Zuera aumenta en el primer cm por efecto del fuego, y en Tella permanece estable. El contenido tan elevado en Zuera se corresponde con la formación de **humus piromórfico**, que contiene una proporción importante de **carbono negro** (BC). En Zuera este contenido se relaciona con la duración del calentamiento. Interpretamos que en Zuera se pierde fertilidad y capacidad de secuestro de C, mientras que en Tella, estas propiedades no están apenas afectadas.

Palabras clave: Matorralización, quemadas prescritas, recalcitrancia, materia orgánica, carbono, no hidrolizable, humus piromórfico, carbono negro

1.2 Abstract

The rural population in Spain has suffered a gradual abandonment of its inhabitants, in the last 30 or 40 years, which has led to a reduction in the use of forest resources, mountain livestock and the ancestral use of highland pastures. This loss of use has led to a significant accumulation of fuel, often thanks to the extension of the **shrub vegetation**, with the risk of fire that entails. The **prescribed burns** are a measure to change this dynamic, reduce fuel and restore the pastures. However, it is not a risk-free practice, which may have an effect on varied soil properties, such as the quantity and quality (**recalcitrance**) of its **organic matter** (OM). The effects of the fire have been studied in 2 localities of Aragón, Zuera and Tella, relating them to the depth of the horizon Ah affected by the fire. After analyzing the samples it was observed that the total MO and **carbon** (C) are reduced, especially in the 0-1 cm layer, which is the zone that suffers the highest temperature. The **non-hydrolysable** fractions in Zuera are affected in the three cm, by the intensity of the heating, while in Tella the loss is reduced to the first or second cm. In terms of quality, the recalcitrant MO and C in Zuera increases in the first cm due to fire, and in Tella it remains stable. The high content in Zuera corresponds to the formation of **piromorphic humus**, which contains a significant proportion of **black carbon** (BC). In Zuera this content is related to the duration of the warm-up. We interpret that in Zuera, fertility and capacity for C sequestration are lost, while in Tella, these properties are not scarcely affected.

Keywords: shrub vegetation, prescribed burns, recalcitrance, organic matter, carbon, non-hydrolyzable, piromorphic humus, black carbon.

2. Introducción

En las últimas décadas los incendios forestales suponen una perturbación que aparte de afectar a los sistemas ecológicos, cada vez influyen más en el contexto socioeconómico de la especie humana, alterando los servicios ambientales que nos ofrecen los bosques, las zonas arbustivas y las praderas. Cada vez más y sobre todo desde los inicios del siglo XXI, los investigadores tratan desde el laboratorio y en la propia naturaleza, de averiguar qué efectos tienen los fuegos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo.

El siguiente estudio ha de contextualizarse en el escenario socioeconómico y ecológico de la zona pirenaica durante los años 60 y 70. En estas décadas se produjo el desarrollo acelerado de los polos industriales de las ciudades, lo que acrecentó el éxodo rural de muchos jóvenes de los núcleos de población de la montaña pirenaica hacia estas ciudades y así se aceleró el proceso de envejecimiento de la población (Montserrat y Villar, 1999). Los pueblos de montaña han venido sufriendo este proceso de abandono paulatino en los últimos 30 o 40 años, con lo que ha descendido la población y las personas que se dedicaban a las actividades ganaderas. Esto ha conllevado al descenso de las actividades ganaderas en especial, en las zonas de pastos de montaña.

El abandono de los pastos de montaña, además de que éstos dejan de aportarnos una serie de servicios ecosistémicos clave (regulación del ciclo hidrológico en las cabeceras fluviales, actuación como reservas de la biodiversidad y fuente de alimento para el ganado), ha provocado que al descender la carga ganadera se haya facilitado su **matorralización** (el ganado realizaba un control efectivo del matorral), como consecuencia en estas zonas se ve incrementado el riesgo de incendios, por acumulación de combustible y se ve limitado su aprovechamiento ganadero (Ortiz-Perpiñá et al., 2015).

En el Pirineo Oscense, la matorralización es causada principalmente — entre otras especies leñosas — por el **erizón** (*Echinospartum horridum*), leguminosa que forma densas cubiertas de varias hectáreas (Ortiz-Perpiñá et al., 2015).

Para revertir esta situación, se han propuesto las quemas prescritas, con las que se realizaría un primer control de este matorral, ya que se disminuiría la superficie cubierta de erizón, restituyéndose y aumentándose la superficie herbácea de pasto (Ortiz-Perpiñá et al., 2015), además de prevenirse incendios forestales.

También se permite con las quemas prescritas estudiar los efectos del fuego sobre diversos factores (se indicarán y/o se explicarán posteriormente), que es otro punto importante para justificar este estudio. La técnica de quema prescrita es limitada en el espacio y en el tiempo, porque supone un factor de riesgo de incendio; en cambio al desarrollarse en condiciones de gran control, este riesgo es moderado o bajo (Ortiz-Perpiñá et al., 2015).

Estas quemas y los incendios forestales en general, tienen una serie de efectos sobre la vegetación, los suelos, el agua, el aire y la fauna (Cerdá y Jordán, 2010).

Los efectos de los fuegos sobre los que se centra este estudio, son los acaecidos sobre el suelo. El suelo es un sistema muy complejo y abierto, por lo que es complicado sistematizar los impactos del fuego sobre éste. Por ello hay que considerar que muchos de los cambios y procesos provocados no son inducidos exclusivamente por el fuego, sino que éste los acelera, y los impactos dependen de multitud de variables, como son la **intensidad del incendio** (temperatura que se alcanza en el suelo), el tipo de incendio (de copa; de superficie, que se desplaza a ras de suelo; de subsuelo, el cual progresa por debajo del suelo quemando raíces, tallos subterráneos, materia orgánica (MO), etc.) y la **duración** del mismo, la **humedad** del suelo, el **viento**, la **pendiente** del terreno, el tipo de vegetación (combustibles naturales), el **tipo de suelo**, etc (González Vázquez, 2011). Todas estas variables condicionan el impacto que el fuego causa en el medio natural, lo que de forma general se denomina **severidad**.

De esto se deriva la variabilidad de los efectos sobre las distintas propiedades físico-químicas del suelo. Los efectos generales del del fuego sobre el suelo más destacados son:

a) cambios en la **vegetación** del suelo: el fuego de manera directa destruye la cubierta vegetal que protege el suelo, lo que conlleva de manera indirecta sobre el suelo la aparición o el aumento en la intensidad de los procesos erosivos, en especial en los suelos de montaña, donde sus caracteres geomorfológicos, litológicos, climatológicos, etc (Cerdá y Jordán, 2010), aumentan la erodabilidad y la erosionabilidad, así como ésta se relaciona también con la severidad del fuego.

b) cambios en las **propiedades físicas del suelo**: **(1)** modificaciones en la **textura** (distribución del tamaño de partículas en un suelo) (González-Vázquez, 2011), producidas en función de la severidad del fuego, observándose cambios granulométricos hacia texturas más finas (por ejemplo, por fractura de elementos gruesos causada por el impacto térmico), o hacia texturas más gruesas (por ejemplo, por fusión de arcillas con óxidos de hierro); **(2)** alteración en la **estructura del suelo** (partículas de arena, limo, MO y arcilla que se agrupan en agregados), al afectar a la estabilidad estructural del suelo (FAO, 2006); **(3)** variación en la **dinámica hidrológica** del suelo lo que puede originar un incremento de la repelencia al agua y disminución de la infiltración de ésta a los niveles freáticos, con el consiguiente aumento de la escorrentía (debido a la formación de capas de cenizas en capas subsuperficiales del suelo, por la gasificación, a altas temperaturas, de una fracción de la MO del suelo), aunque no siempre el fuego genera **hidrofobicidad** del suelo, ya que autores como Granged et al. (2011) manifiestan que este fenómeno no se observaría en suelos que presentasen hidrofobicidad pre-incendio, o también autores como Badía et al. (2014b) afirman que la repelencia al agua puede reducirse por efecto del fuego (Ortiz-Perpiñá et al., 2015); **(4)** variación de la **cantidad de MO** del suelo (pérdida de la MO) (Ortiz-Perpiñá, 2015), de la cual hablaremos en el apartado siguiente de MO y efectos del fuego sobre la MO del suelo.

Los cambios en las propiedades físicas del suelo debidos a la acción del fuego, suelen ser los causantes del incremento en las tasas de erosión en estos suelos afectados por incendios (Ortiz-Perpiñá, 2015).

c) cambios en la composición química del suelo (González-Vázquez, 2011): **(1)** modificación del **pH**, que puede incrementarse significativamente incluso en incendios de escasa severidad, cuando se produce la combustión parcial de la MO del suelo; **(2)** modificaciones de la **conductividad eléctrica**, debido al incremento de la cantidad de iones solubles inorgánicos liberados por la combustión de la MO del suelo; **(3)** modificación en la **capacidad de intercambio catiónico (CIC)**, la cual disminuye con el fuego, debido a la pérdida de MO del suelo (la MO se altera a T entre 100 y 250 °C), que es una fracción del suelo con carga y gran superficie específica, además, el potencial de intercambio de la matriz orgánico-mineral (complejo arcilloso-húmico) disminuye también, porque a temperaturas más elevadas se destruye la fracción arcilla; **(4)** modificaciones en el **ciclo de nutrientes**: nitrógeno, fósforo y micronutrientes, ocasionadas primordialmente con respecto a la velocidad a la que éstos son liberados. En el transcurso de los procesos de mineralización biológica, los nutrientes asimilables para las plantas se liberan lenta, pero equilibradamente, en cambio la acción del fuego provoca una liberación súbita de los mismos, los cuales se acumulan en la capa de cenizas que resulta de la combustión de la vegetación y de la MO del suelo, más superficial; **(5)** efectos en la **mineralización del carbono** cuando por incendios de alta intensidad o en suelos que contienen MO muy inflamable, se reducen drásticamente los índices de mineralización del suelo al formarse humus muy condensado y resistente a la biodegradación, también conocido como materia orgánica pirogénica, humus piromórfico o **black carbon (BC)**.

d) cambios en la **microfauna del suelo** (González-Vázquez, 2011): **(1)** variaciones en la **biodiversidad del suelo** por el efecto directo de esterilización del calor y modificación de las condiciones microambientales del suelo, al alterarse la MO afectada por el fuego; afecciones sobre la **estructura trófica** de las comunidades microbianas del suelo, hecho que modifica los procesos de reciclaje de la MO, lo que se relaciona con pérdidas de propiedades físicas del suelo, como la estructura de agregados del suelo, ya que las acciones de la microfauna forman y mantienen estables los agregados del suelo. Esto trae como consecuencia la pérdida de la estructura y un aumento de la erosión del suelo; **(2)** En general, el fuego causa una disminución de la biomasa microbiana del suelo, una mayor proporción de las poblaciones bacterianas sobre las fúngicas y una presencia mayor de bacterias fijadoras de nitrógeno.

Como este estudio se va a centrar en la MO del suelo, interesa indicar lo que se conoce acerca de la MO y sobre los efectos del fuego sobre la MO del suelo. Los suelos precisan de la MO para su formación y evolución, y para mantener sus propiedades en cada momento (estabilidad estructural, resistencia frente a la erosión, acumulación de nutrientes y agua para las plantas), por ello un suelo que posee MO en cantidad y calidad es un suelo con calidad. Los suelos de pastos reciben continuamente MO y son unos suelos que mejoran mucho la calidad de los suelos con más pendiente de las montañas, ya que contrarrestan la pérdida de MO y nutrientes por erosión o lavado. Por este motivo, el pasto al depositarse en el suelo y evolucionar con él contribuye al **secuestro de C** (a nivel local), por mecanismos de protección bioquímica, de desarrollo de compuestos recalcitrantes o por encapsulamiento de MO en agregados.

Esta captación de C es vital, también a nivel global, ya que evita su emisión a la atmósfera en forma de CO₂, reduciendo su efecto potenciador del calentamiento global de la atmósfera. Los incendios reducen los aportes regulares de MO al suelo y convierten gran parte de la MO en CO₂ impidiendo y/o dificultando el secuestro edáfico de C, el cual es un componente básico para mitigar el **cambio climático**.

Se van a indicar los efectos más importantes del fuego sobre la MO del suelo, los cuales son claves para estudiar la manera en que evoluciona la MO, tras el fuego (Ortiz-Perpiñá, 2015):

a) pérdida de MO del suelo por combustión y volatilización de la misma, la cual se oxida o se piroliza (se descompone la MO y otros materiales, al someterlos a altas temperaturas en ausencia de oxígeno) transformándose en compuestos gaseosos, como el CO₂, que se emiten a la atmósfera. El espesor de la capa de MO superficial del suelo afectada por el fuego, depende de las mismas variables de las que dependen los impactos del fuego sobre el suelo (ya indicadas previamente) y no siempre se produce pérdida neta de MO del suelo, como es el caso de los fuegos poco severos, donde se incrementa por aportes de la combustión parcial de la vegetación o de los horizontes orgánicos superiores. En cualquier caso, en cambio, el fuego origina una pérdida neta de MO de los ecosistemas.

b) acrecentamiento de la concentración de MO pirogénica (originada o modificada por un fuego), humus piromórfico o black carbon (**BC**), que son compuestos que por la intensidad del fuego van desde carbón vegetal, MO poco combustionada, hollín o MO del suelo gasificada por altas temperaturas y condensada (A estos compuestos orgánicos volatilizados durante el fuego, y posteriormente condensados en capas subsuperficiales, se les atribuye el aumento en la hidrofobicidad del suelo tras un incendio). Su carácter básico es su recalcitrancia bioquímica a la acción microbiana, dependiendo del modo en que el fuego altere la MO del suelo. Estos compuestos pueden permanecer largo tiempo en los suelos, pero como no se sabe de modo fehaciente su estabilidad bioquímica y su dinámica en los suelos, se discute sus mecanismos de captura de C, a largo plazo. Además el BC — a pesar de su escasa mineralización por la recalcitrancia — ayuda a fertilizar el suelo por su CIC que protege nutrientes, MO soluble y contribuye al progreso de la estructura del suelo, además el BC muestra una gran porosidad que retiene el agua útil y colabora en proteger del ataque microbiano, a la MO soluble que se aloja en estos poros.

c) pérdida de la estabilidad de la **estructura del suelo**, con lo que los agregados del suelo (MO más otros componentes) están menos cohesionados y la lluvia puede fragmentarlos y desplazarlos por erosión. Sin embargo, esto puede parecer contradictorio debido al efecto protector recalcitrante del BC, a la erosión, puesto que en un fuego la pérdida de estabilidad estructural es más rápida, que el efecto beneficioso del BC y la revegetación, ya que el desarrollo de la capacidad estructurante del BC parece que se relaciona, con la oxidación lenta de sus cadenas alifáticas periféricas a lo largo del tiempo.

d) formación de **cenizas** por la combustión de MO a altas temperaturas, lo que puede facilitar la pérdida rápida de nutrientes por erosión o lavado.

Se observa, entonces, que el fuego impacta sobre un gran número de atributos edáficos, y que todos ellos se relacionan, directa o indirectamente, con la cantidad y la calidad de la MO del suelo. Ello sugiere que, a pesar de la notable bibliografía sobre la materia, es importante seguir aportando información sobre los impactos del fuego en la MO del suelo, y particularmente en situaciones de quemas prescritas, donde estos impactos son relativamente controlables.

Después de indicar y/o describir los efectos del fuego sobre el suelo — e íntimamente ligados a éstos los efectos sobre la MO, la cual es parte primordial del suelo — se pueden diferenciar los efectos de las quemas prescritas de los efectos de los incendios forestales, de manera general, pero particularizando en los efectos sobre el suelo, y en especial sobre la MO del suelo.

Las **quemas prescritas** se producen de manera controlada, para que no alcancen elevadas temperaturas y así sus efectos sobre el suelo y la MO no sean demasiado intensos.

Mientras que en los **incendios forestales**, a menudo, las temperaturas son elevadas y alteran el suelo y la MO, afectando a sus propiedades físico-químicas. Las quemas prescritas transcurren en zonas limitadas (en extensión y en profundidad de suelo), con lo que solo afectan y de manera moderada al matorral (erizón) y a la capa orgánica superficial del suelo. Los incendios a menudo ocupan mayor extensión, afectando a especies más vulnerables al fuego y afectan a mayores profundidades, debajo de la capa orgánica. Las quemas prescritas discurren en épocas de humedad alta y temperaturas bajas, con lo que su intensidad es baja o moderada, no produciendo cambios significativos en las propiedades del suelo y su MO. Los incendios, a menudo, ocurren en épocas de humedad relativa del aire baja y altas temperaturas, lo que unido a la sequedad del combustible y del suelo, provoca incrementos de la severidad sobre el suelo y la MO. La MO al combustionarse a elevadas temperaturas, se transforma en cenizas (que condensan en capas subsuperficiales del suelo) lo que genera la característica hidrofobicidad del suelo, aumentando la escorrentía sobre el mismo y su erosión, que intensifica la desestabilización de la estructura del suelo. Sin embargo las quemas prescritas al suceder en primavera u otoño, (que son las épocas de mayor precipitación), eliminando la cubierta vegetal de erizón, dejan durante un tiempo (hasta que aparezca un pasto lo suficientemente tupido) el suelo desnudo (Ortiz-Perpiñá, 2015).

Por ello, es necesario remarcar la función ecológica del erizón, como protector del suelo de zonas con más pendiente y de aquel con roca desnuda más superficial y/o menor espesor. Se observaría, pues, que el suelo sin esta capa de erizón estaría más expuesto a la erosión, aunque este hecho no estaría comprobado del todo y habría que valorarlo con más seguridad.

Por todo lo dicho anteriormente, en el contexto ecológico y socioeconómico de las zonas de montaña y su matorralización, las acciones de las quemas prescritas para el control de los pastos y los numerosos efectos que el fuego desarrolla sobre estos suelos, afectando a un gran número de propiedades edáficas que se relacionan con la cantidad y la calidad de la MO del suelo, resulta imprescindible aportar información sobre los cambios que ésta experimenta a consecuencia del fuego, como herramienta que facilite la comprensión de la dinámica de estas zonas después del fuego y los procesos de degradación que puedan producirse sobre las mismas.

3. Objetivos general y específicos

3.1 Objetivo general

Dado que la mayoría de propiedades edáficas que pueden verse afectadas por el fuego se relacionan con la cantidad y la calidad de la MO del suelo, el trabajo que se propone tiene por objetivo evaluar el **impacto del fuego sobre la cantidad total de MO del suelo y sobre su calidad**, evaluándola a partir de la **proporción de MO bioquímicamente resistente o recalcitrante**.

Atendiendo al marco de trabajo propuesto, las quemas prescritas en zonas de pastos de montaña, se propone desarrollar el trabajo en una quema transcurrida en condiciones reales en la zona de **Tella (Huesca)**, complementando la información obtenida con los resultados de quemas de bloques de suelo (con contenidos comparables de MO del suelo), en condiciones controladas de laboratorio, que se obtienen en la zona de **Zuera (Zaragoza)**.

Los resultados que se obtengan permitirán mejorar la comprensión de los impactos del fuego sobre un gran número de características y propiedades edáficas, así como de los principales procesos de degradación que pueden aparecer tras el fuego.

3.2 Objetivos específicos

1. Cuantificar los cambios en el contenido (cantidad) de carbono y MO en suelos sometidos a quemas controladas, comparando estos cambios con la cantidad de carbono y MO de suelos control.

2. Evaluar los efectos del fuego sobre la calidad de la MO en suelos quemados, usando como indicador de calidad su recalcitrancia química o resistencia a la hidrólisis ácida, comparando la calidad de estos suelos con la de los suelos control.

3. Determinar el espesor de suelo o profundidad que puede verse afectado por cambios en la cantidad o la calidad de la MO como consecuencia del fuego, comparando estos cambios con la cantidad o la calidad de la MO, a estas mismas profundidades, en suelos control.

4. Interpretar los efectos del fuego sobre la cantidad y la calidad de la MO en suelos quemados, desde el punto de vista de los principales servicios ecosistémicos que éstos prestarían, en comparación con los servicios prestados por los suelos control.

5. Identificar las lagunas en el conocimiento que se deriven de este trabajo y proponer nuevas líneas de investigación que permitan aportar más información sobre el tema objeto de estudio.

4. Material y métodos

Las técnicas, procedimientos y actividades a usar para alcanzar los objetivos propuestos para este trabajo se dividen en las siguientes partes, que se van a detallar a continuación: realización de las quemas prescritas, muestreo y proceso de análisis de laboratorio.

Después habrá otras 4 partes: obtención de resultados, procesamiento estadístico de resultados (análisis estadístico de los datos por medio del análisis de la varianza **ANOVA** de 2 vías o 2 factores, con el estadístico **F**, asociado a su **p-valor** correspondiente), interpretación y discusión de los resultados, que proceden directamente del análisis de laboratorio.

4.1 Ubicación espacial

Las muestras de estudio obtenidas se enmarcan en sus correspondientes marcos geográficos, que son los siguientes:

Tella

La zona de recogida de muestras de suelo (**suelos quemados** y suelos **control**) se encuentra en un ecosistema de pastos de montaña del Pirineo, en el municipio de Tella-Sin (norte de la comarca del Sobrarbe, Huesca) y al SE del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.



Figura 1: Mapa de situación del municipio de Tella-Sin, en la comarca del Sobrarbe . Fuente: <http://www.turismoverde.es> (2017)

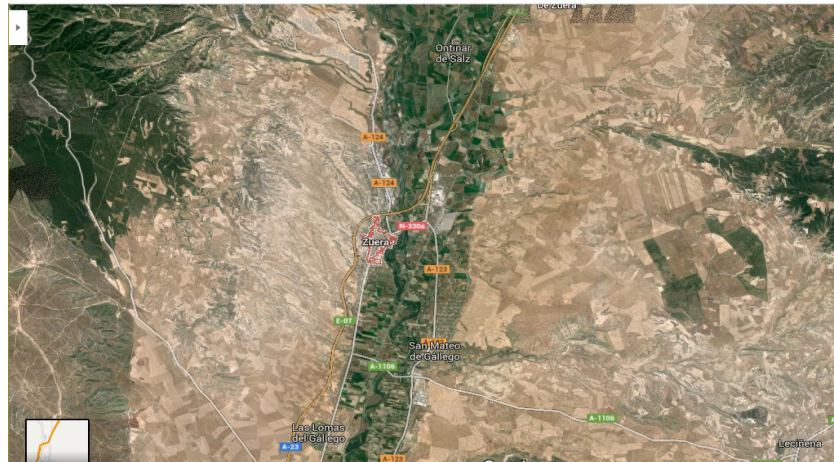


Figura 4: Mapa de situación de la localidad de Zuera, en el entorno de Zaragoza. Fuente: <https://www.google.es/maps> (2016)

4.2 Realización de las quemas prescritas

La quema se realizó en Tella-Sin en condiciones muy controladas, para evitar el riesgo de incendio que suponen. Se realizaron en primavera (abril 2015) porque el efecto del fuego sobre el suelo es menor, al alcanzarse menores temperaturas y ser mayor la humedad ambiental. Las quemas fueron llevadas a cabo por los **EPRIF** (Equipos de Prevención Integral de Incendios Forestales) y los **BRIF** (Brigadas de Refuerzo en Incendios Forestales).

La quema controlada se efectuó en un área experimental con exposición sur de 12.5 ha, a una altitud media de 1820 m.s.m. y pendiente media del 10 al 40 % (**Figura 5**).



Figura 5: Quema prescrita en el lugar experimental de Tella-Sin (Huesca, NE de España) Fuente: Armas-Herrera et al. (2016)

La temperatura del suelo (**Figura 6**) se monitorizó, durante la quema, por medio de termopares de **tipo K** localizados a **1 y 2 cm** en el horizonte Ah (Figura 6). A 1 cm de profundidad se alcanzaron picos superiores a los 300 °C durante apenas 2 ó 3 min, con temperaturas que superaron los 200 °C durante 12 min; a 2 cm la temperatura, solo superó los 100 °C, durante 8-9 min. Las temperaturas de por lo menos los dos primeros centímetros del suelo, se mantuvieron 96 min por encima de la temperatura prefuego del suelo.

La severidad del fuego se estimó como baja-moderada, según el nivel de afectación del fuego (bajo, moderado o alto) sobre el suelo en cuanto a diversas condiciones o características: cantidad y condición de la cobertura del suelo, color y profundidad de la ceniza, estructura del suelo, raíces y repelencia del suelo al agua (Parsons et al., 2010; Armas-Herrera et al., 2016).

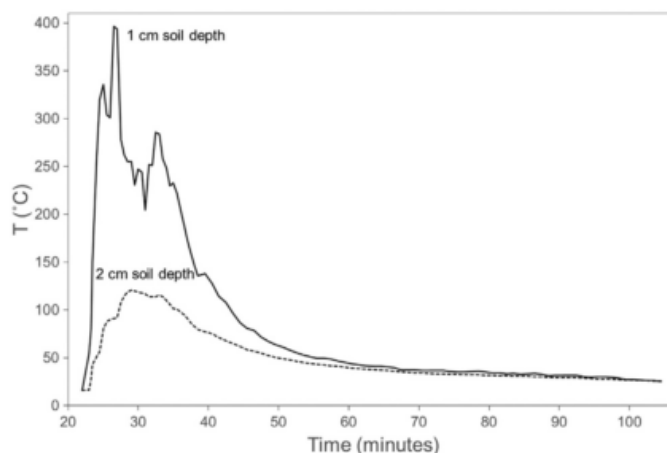


Figura 6: Evolución de la temperatura del suelo durante la quema prescrita (abril 2015). Fuente: Armas-Herrera et al., 2016

4.3 Quema de monolitos de suelo de Zuera

En el caso de los bloques quemados en condiciones controladas de laboratorio, se colocaron también termopares de tipo K a **1, 2 y 3 cm** de profundidad, alcanzándose temperaturas entre **100 y 200 °C**, por un periodo de **14 minutos**. Estos bloques se quemaron durante el invierno del año 2014.

4.4 Muestreo

En la quema prescrita de Tella los lugares de muestreo se seleccionaron a intervalos regulares de **20 metros** a lo largo de un transecto lineal, muestreándose un total de **tres puntos**. El transecto de estos puntos seguía la dirección noreste-sur-oeste (desde el lugar más alto hasta el más bajo). En cada punto de muestreo se recogieron muestras, por triplicado a partir de la superficie del **horizonte Ah**, a las profundidades de 0-1, 1-2 y 2-3 cm (decapando el horizonte Ah centímetro a centímetro), inmediatamente antes y después de la quema (después de quemar y antes de muestrear, tras el fuego, se extrajo la capa orgánica carbonizada para que no interfiriera en los análisis inmediatamente posteriores del horizonte Ah; previamente por el mismo motivo, se había retirado el horizonte orgánico en las muestras obtenidas antes del fuego).

La elección de las profundidades de muestreo del suelo se basó en estudios previos, que sugieren que por debajo de estas profundidades, los efectos de fuegos de intensidad moderada sobre el suelo son insignificantes, como indicaron Aznar et al. (2016), en suelos gypsicos de Castejón de Valdejasa (Zaragoza).

En este trabajo precedente se comprobó que el fuego del horizonte ócrico gypico estudiado no modifica ninguna de las propiedades estudiadas, a profundidades superiores a los 2 cm. Además, el horizonte Ah fue afectado significativamente por el fuego, pero especialmente en su primer centímetro más superficial. Por ello estos estudios permiten centrar los efectos del fuego sobre el horizonte O (orgánico) y sobre el Ah (primer horizonte mineral) a las profundidades de 0–1, 1–2 y 2–3 cm (Badía, et al., 2014b; Armas-Herrera et al., 2016).

En el caso de los bloques de Zuera, se quemaron un total de **3**, que fueron muestreados de igual forma, también antes y después del fuego.

Así pues, en resumen la toma de muestras se realizó de la siguiente manera en ambos casos: (1) se toman 3 muestras de suelo control a profundidades de **0-1 cm, 1-2 cm y 2-3 cm** y (2) se toman 3 muestras de suelo quemado (los monolitos, tras la quema, se limpiaron de restos vegetales carbonizados, en su horizonte orgánico superior, para evitar interferencias en los análisis posteriores) a 0-1 cm, 1-2 cm y 2-3 cm.

Las diversas muestras de suelo control y suelo quemado se recogen en recipientes secos. Posteriormente, las muestras se trasladaron al laboratorio, donde se secaron al aire hasta peso constante y se tamizaron a **2 mm de diámetro**, y después se conservaron a temperatura ambiente, para su posterior procesamiento y análisis.

4.5 Proceso de análisis de laboratorio de las muestras de Tella

Las muestras de Zuera, ya fueron analizadas por Souza (2016) en su Trabajo de Fin de Grado sobre el efecto de quemas controladas en aspectos físicos, químicos y microbiológicos del suelo, por lo que solo se presentaran los datos obtenidos de sus análisis (similares a los de Tella) en tablas y gráficas, y se realizará el análisis estadístico de estos resultados. Las muestras se analizaron con la finalidad de determinar las cantidades de C orgánico y MO total y recalcitrante.

El carbono del suelo puede ser: **orgánico** (reducido) o **inorgánico** (oxidado). Dentro del carbono orgánico (que es el que nos interesa), lo hay de 2 tipos: (1) compuestos lábiles de carbono (carbohidratos, aminoácidos, ...) y (2) compuestos recalcitrantes de carbono (ligninas, celulosas y hemicelulosas)

La MO del suelo y su componente mayoritario, el carbono, pueden resultar más o menos susceptibles al ataque microbiano en función de características variadas, algunas de las cuales dependen de atributos edáficos, como la textura o la agregación, pero también de características intrínsecas de la MO, que se relacionan fundamentalmente con su complejidad bioquímica. Estas características intrínsecas de la MO que pueden limitar la eficacia del ataque microbiano en el suelo se denominan, de forma genérica, **recalcitrancia** (Rovira & Vallejo, 2007).

Tanto la disponibilidad física, como las características químicas de estos compuestos (asociadas a la primera), interactúan con las condiciones climáticas propias de cada suelo para determinar la tasa de descomposición de la MO del suelo y por tanto, estas condiciones repercutirán por un lado, en que en la MO del suelo se forme una proporción determinada de compuestos físicamente disponibles (o libres) y de compuestos protegidos físicamente, y por otro lado que la MO del suelo contenga compuestos fácilmente biodegradables y compuestos recalcitrantes.

Además es necesario saber los métodos físicos y químicos más adecuados para tratar las muestras y poder realizar el análisis cualitativo y cuantitativo de la MO del suelo.

En cuanto a la dinámica de los compuestos libres y protegidos de la MO del suelo, los procedimientos de **fraccionamiento físico** son los más utilizados. (Rovira & Vallejo, 2007), (Christensen, 1992). Esta dinámica edáfica, se debe a la movilidad física de la MO del suelo en los diversos compartimentos de las capas edáficas, según la MO del suelo se transforma, al descomponerse y madurar.

Sin embargo, no hay quorum en cómo cuantificar la **calidad bioquímica** de la MO del suelo. En teoría, esta calidad bioquímica solo se puede cuantificar cuando se encuentre en estado libre la MO del suelo, y esto solo puede ocurrir cuando se libere de los compuestos inorgánicos del suelo. Por tanto, el investigador debe separar en laboratorio, la materia orgánica de la matriz inorgánica de arena, limo y arcilla, además de reducir la heterogeneidad del material muestreado, para aplicar los análisis posteriores (Stevenson, 1994; Rovira & Vallejo, 2007).

Un método sencillo y útil para evaluar la calidad de la MO del suelo, es la **hidrólisis ácida**. (Rovira & Vallejo, 2007). Este procedimiento es fácil de realizar y se puede aplicar a la larga serie de muestras de nuestro estudio, acerca de la MO y el C recalcitrante en los suelos de Tella.

Además de la hidrólisis ácida que se usa para digerir la parte de la MO que es hidrolizable y aislar la no hidrolizable (o recalcitrante), hay otras 2 técnicas de laboratorio empleadas en estos análisis de las muestras:

- La **calcinación en horno mufla** (combustión vía seca) con la que se cuantifica la **MO total** y la **MO recalcitrante** (tras hidrólisis ácida).

- La **oxidación al dicromato de potasio** (combustión vía húmeda), por digestión total del Cox, con la que se cuantifica el C oxidable total (**Cox total**); y la misma técnica, pero por digestión parcial del Cox con la que se cuantifica el C no hidrolizable (**Cox NH**). Estos 2 métodos de oxidación de materia orgánica y carbono oxidable fueron establecidos y corregidos por **Walkley y Black** (1934).

Ahora resta describir el proceso de análisis de muestras en el laboratorio. El proceso de análisis de laboratorio de la **MO** del suelo (total y no hidrolizable o recalcitrante) y del carbono oxidable del suelo, **Cox** (total y no hidrolizable o recalcitrante), asociado a ésta, está basado en el siguiente esquema básico mostrado en la **figura 7**:

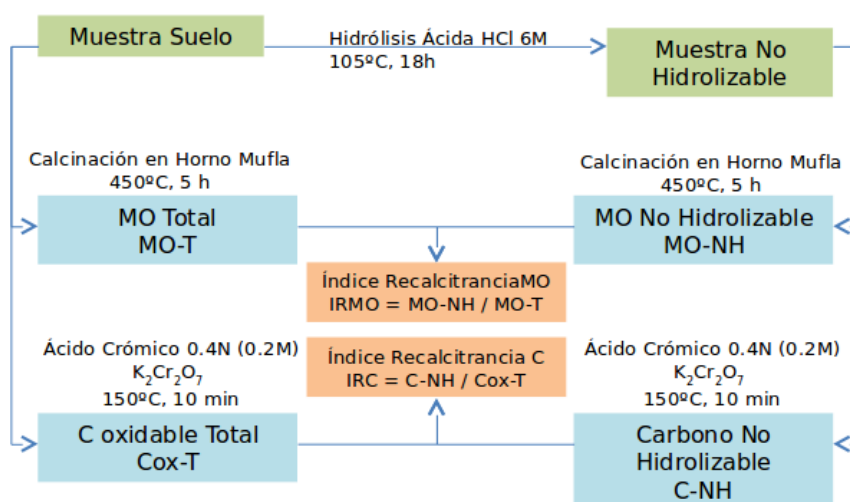


Figura 7: Esquema básico del proceso de análisis de laboratorio de la MO y el C Totales y Recalcitrantes.
Fuente: elaboración propia

Se cuantifica en primer lugar la **MO total** (por **calcinación** a 450 °C) y la cantidad de **Cox total** (por **oxidación con dicromato de potasio**). En segundo lugar, las muestras se someten a una **hidrólisis ácida parcial** con **HCl 6M** (uno de los reactivos usados que poseen mayor eficacia, para extraer componentes hidrolizables de la MO del suelo), tras lo cual se cuantifican los mismos parámetros en la fracción resistente (no hidrolizable) al ataque ácido, lo que permite la cuantificación de la **MO** y del **C recalcitrantes**.

Una vez obtenidos estos parámetros, se pueden calcular los **índices de recalcitrancia** para el C y para la MO, así como otros índices como la proporción de C en la MO.

Antes de realizar estos análisis se preparará y acondicionará la muestra para que adquiera la consistencia necesaria, y así pueda responder idóneamente al análisis, mediante un procedimiento común tanto para las muestras control, como para las muestras quemadas). Las muestras se secan en estufa a **60 °C**, durante **24 h**.

En primer lugar, se explicarán los métodos de cuantificación de la MO total por calcinación y del Cox Total con dicromato. Después, se detallará la hidrólisis ácida de las muestras, para después cuantificar la MO Recalcitrante por calcinación y el Cox Recalcitrante con dicromato, de las muestras que se obtendrán a partir de la hidrólisis.

4.5.1 Determinación de la MO Total (Calcinación en horno mufla)

Para esta determinación se tomarán **0,45 g** de muestra inicial, que tras ser secada, se pesará y después se calcinará a una temperatura de **500 °C**, durante **5h**. Se calcula el peso de **MO Total (g MO / kg de suelo)** que contienen las muestras de suelo con la siguiente fórmula:

$$MO\ total\ (g/kg) = \left(\frac{MS - MC}{MS} \right) * 1000$$

Donde: **MS** es el peso de la muestra seca (en **g**) y **MC** es el peso de la muestra calcinada (en **g**).

4.5.2 Determinación del Cox Total (Oxidación al dicromato de potasio, por digestión total del Cox)

La muestra se colocará en un tubo digestor, con dicromato de potasio, durante **10 minutos**, a **150 °C**. Esta solución se valorará con sal de Mohr (**0,1 M**). El **Cox total (g de C / kg de suelo)** se calcula con la siguiente fórmula

$$Cox_{total}(g/kg) = \frac{12}{n} * \left(\frac{B - M}{B} \right)$$

Donde: **n** es el peso de muestra inicial (en **g**); **B** es el volumen de sal de Mohr gastado en la valoración del blanco (en **mL**); **M** es el volumen de sal de Mohr gastado en la valoración de la muestra (en **mL**).

4.5.3 Tratamiento de la muestra para la posterior determinación de Cox recalcitrante y de MO recalcitrante (Técnica: Hidrólisis ácida parcial con HCl 6M en digestor)

Se toman muestras muy pequeñas, alrededor de **0,5 g**. Se anotan los pesos exactos, introduciendo cada muestra pesada en tubos de pyrex, numerados del **1 al 9**. Para hidrolizar se empleará **20 mL de HCl 6M** y los tubos se colocarán en el digestor a **105 °C**, durante **18 h**.

Con esta hidrólisis se habrán hidrolizado o disuelto el **carbono lábil**; y el **Fe**, los **óxidos** y otros compuestos orgánicos que componen el suelo, que además son los que le aportan el color amarillento y pardo a la muestra. Estos compuestos son los que permanecerán en la fase líquida de los tubos, tras la hidrólisis. Los **carbonatos** también habrán desaparecido y se habrán transformado en **CO₂**, **H₂O** y **CaCl₂**.

Después se lavarán las muestras por filtración al vacío con **60 mL** de **agua** destilada. Con este lavado se pretende eliminar los restos de la hidrólisis y en especial, los cloruros (**Cl⁻**), ya que pueden interferir en el posterior análisis con **K₂Cr₂O₇**, al actuar los **Cl⁻** como si fueran átomos de carbono. La muestra ya filtrada se tarará en crisoles, anotando su peso. Se secará a **60 °C**, durante **24 horas** y se volverá a anotar su peso.

Por tanto, la muestra tras el lavado y posterior secado, contendrá la **MO** y el **carbono no hidrolizables**, que es la parte de la MO y del carbono que no se hidroliza, además de compuestos minerales que permanecen en el suelo, como las **arcillas**. Por tanto la muestra hidrolizada presenta una tonalidad oscura, ya que se han eliminado los compuestos que enmascaran el color que aporta la MO al suelo.

Las muestras no hidrolizables de MO y de C se determinarán del mismo que las muestras totales, pero las fórmulas para hallar las 2 fracciones, varían con respecto a las fracciones totales.

Para la MO NH de emplea la siguiente fórmula:

$$MO\ NH(g/kg)=((\frac{MHS-MHC}{MHS})*1000)*(\frac{MHH}{MI})$$

Donde: **MHS** es el peso de la muestra hidrolizada seca (en **g**), **MHC** es el peso de la muestra hidrolizada calcinada (en **g**), **MHH** es la masa de la muestra hidrolizada húmeda y **MI** es la masa inicial de muestra preparada para realizar la hidrólisis.

Para el Cox NH de emplea la siguiente fórmula:

$$MO\ NH(g/kg)=((\frac{12}{n})*(\frac{B-M}{M}))*(\frac{MHH}{MI})$$

Donde: **n** es el peso de submuestra no hidrolizable (en **g**), **B** es el volumen de sal de Mohr gastado en la valoración del blanco (en **mL**), **M** es el volumen de sal de Mohr gastado en la valoración de la muestra (en **mL**), **MHH** es la masa de la muestra hidrolizada húmeda (en **g**) y **MI** es la masa inicial de muestra preparada para realizar la hidrólisis.

4.6 Análisis estadístico de los datos

Los efectos del fuego sobre la calidad de la materia orgánica se han evaluado por separado en el set de datos de la quema prescrita de Tella y en el de los monolitos procedentes de Zuera.. Estos efectos se han analizado en primer lugar mediante análisis de varianza de dos factores, tomando como fuentes de variación el tratamiento de quema (con dos niveles, control y quemado) y la profundidad (con tres niveles, 0-1, 1-2 y 2-3 cm). Todos los análisis se realizaron una vez comprobados los requerimientos de normalidad y homocedasticidad requeridos.

En el caso de los datos procedentes de los monolitos de Zuera, en la mayoría de parámetros analizados se detectaron efectos estadísticamente significativos de la interacción tratamiento x profundidad. Ello significa que los efectos del fuego dependen de la profundidad a la que se encuentra la parte muestreada de la cubierta superficial del suelo, por lo que el ANOVA de dos factores resulta impreciso para determinar hasta qué profundidad se producen estos efectos. Para ello, el ANOVA de dos factores se ha complementado mediante dos análisis de un factor. En uno de ellos, se ha tomado como fuente de variación el tratamiento, dividiendo el set de datos en función de la profundidad. En el otro, se ha evaluado el efecto de la profundidad, dividiendo en este caso el set de datos en función del tratamiento.

Los datos procedentes de la quema de Tella se han analizado exactamente igual, a pesar de que éstos no mostraron interacciones significativas entre el tratamiento y la profundidad. Ello homogeneiza, a nuestro entender, la presentación, análisis e interpretación de los resultados.

En ANOVA F (cociente de varianzas) es un indicador de como de parecidas son las varianzas de las medias muestrales que se comparan en cuanto a los factores comparados y su interacción. Se calcula como el cociente entre la estimación de la varianza poblacional, a partir de la variabilidad entre promedios de cada uno de los grupos de datos y la estimación de la varianza poblacional a partir de la variabilidad dentro de cada grupo de datos.

Si el valor de F es cercano a **1**, significa que las medias poblacionales son iguales o muy parecidas, ya que la estimación de la varianza poblacional a partir de las diferencias entre medias (el numerador) mostrará la misma variabilidad que la estimación a partir de los datos individuales (el denominador). Por el contrario, cuanto mayores sean las diferencias entre las medias de los distintos grupos de datos en relación a la variabilidad global del set de datos, mayor será el valor del estadístico F .

El estadístico F sigue un modelo de distribución de probabilidad F de Fisher-Snedecor siempre que las poblaciones muestreadas (los grupos de datos) sigan una distribución normal y sus varianzas sean homogéneas. De aquí la necesidad de verificar estos requisitos en el análisis de varianza. En consecuencia, el valor del estadístico F debe interpretarse en base a su valor crítico, que indica la probabilidad de obtener valores como el obtenido o mayores. El tipo de valor crítico más comúnmente utilizado para valorar el estadístico F es 0,05. Es decir, se acepta la existencia de diferencias significativas entre grupos, y en consecuencia que el factor evaluado desarrolla efectos significativos sobre un determinado parámetro, cuando la probabilidad de que el estadístico F sea mayor que 1 simplemente por efecto del azar, es inferior a 0,05.

En el caso del ANOVA de dos factores, además del efecto de cada uno de ellos, estimado con el estadístico F y su posterior valoración con su valor crítico, se analiza también la interacción entre ambos factores. Dicha interacción evalúa el efecto combinado de ambos factores, ya que en realidad los grupos que se comparan en este caso no son simplemente los determinados por cada uno de los factores individuales, sino por todas las combinaciones posibles entre ellos. En nuestro caso, por ejemplo, la interacción entre el factor tratamiento y el de profundidad tiene como grupos a comparar: control/0-1, control/1-2, control/2-3, quemado/0-1, quemado/1-2 y quemado/2-3.

Para la interacción entre factores, cuando el valor crítico del estadístico F indica que el valor obtenido es significativamente mayor que 1, se interpreta que el efecto de uno de los factores es distinto según los grupos que se pueden establecer en base al otro factor. Es decir, la interacción significativa entre el tratamiento y la profundidad implica que los efectos del fuego son distintos según la profundidad a la que se analicen, o bien que el gradiente en profundidad de un parámetro depende de que el suelo haya sido sometido o no a una quema.

Esta doble interpretación posible a la detección de una interacción significativa, que veremos más adelante que se produjo en el caso de la quema de monolitos de Zuera, aconseja la realización de análisis de varianza de un solo factor (tratamiento o profundidad), pero dividiendo el set de datos entre los distintos grupos que determina el otro factor (profundidades, cuando se analiza el efecto del tratamiento, o tratamientos, cuando se analiza el efecto de la profundidad). Estos análisis complementarios permiten arrojar luz sobre la interpretación de las interacciones entre factores.

4.7 Análisis del perfil del suelo de Tella



Figura 8: Situación toma de muestras suelo zona de Tella. (Fuente: Badía y Souza, 2015)

Con el análisis del perfil de suelo de Tella se pretende caracterizar el mismo, a nivel estructural, de acuerdo a una serie de propiedades importantes para el mantenimiento de la estructura del suelo: textura, color, C org (carbono orgánico) y MO, carbonatos, pH, salinidad y conductividad eléctrica (CE); estas 2 últimas propiedades están relacionadas proporcionalmente (Nadal, 2011).

Las muestras del perfil de Tella se han tomado en una región montañosa del término municipal de Tella-Sin, a una altitud de 1875 msnm, con coordenadas UTM: huso 31 T 0254706; 4720311. Se trata de una ladera con exposición sur y una pendiente media del 15 %. El material original es un depósito detrítico fino sobre **caliza eocena** (ilardiense medio) de Metils (T3). La vegetación característica es de pasto (*Bromus erectus*, *Festuca nigrescens*), con erizón (*Echinopartium horridum*). La erosión es moderada y se forma por gelifluxión, al reptar los bloques del mollisuelo como consecuencia del deshielo. La profundidad efectiva (profundidad a la que las raíces pueden penetrar sin encontrar obstáculos para obtener el agua y los nutrientes esenciales) es de **40 cm**. La pedregosidad superficial es poca (2-5 %) con una moderada rocosidad (un 5-15 % de la ladera cóncava).

El terreno está bien drenado. El clima atmosférico muestra una temperatura media anual de **5°C** y una pluviosidad de **1700 mm/año**. En cuanto al clima del suelo (STS), el régimen de humedad es **údic** (es el que la sección de control de humedad del suelo no está seca en ninguna parte, por al menos 90 días acumulativos o seguidos en años normales. Este régimen es común en los suelos de climas húmedos, que tienen una precipitación bien distribuida entre el verano (veranos frescos) y el invierno, para una adecuada recarga de los suelos. Así la cantidad de humedad almacenada más la lluvia en los suelos es aproximadamente igual o excede a la cantidad de evapotranspiración (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 2009).

El régimen de temperatura es **frígido** (Más caliente en verano que un suelo con régimen cryico. Su temperatura media anual es inferior de 8°C y la diferencia de temperaturas del suelo entre la media de verano (Junio, Julio y Agosto) y la media de invierno (Diciembre, Enero y Febrero) es mayor de 6°C (FAO, 2009).

La clasificación tentativa es: según la clasificación IUSS (2014): *Eutric Epileptic Cambisol*, *Loamic Humic*; según la SSS (2014): *Lithic Udorthent* (Badía, Souza, 2015).

La descripción macromorfológica de los horizontes se ha realizado según las instrucciones de la FAO (2006), citadas por Badía y Souza (2015), y se puede consultar en la tabla **12**, del **anexo III**, de este trabajo.

Las muestras a analizar se han tomado de 4 zonas del perfil del suelo: los horizontes **Ah1** (0-5 cm), **Ah2** (5-10 cm), **AC** (10-30 cm) y **C** (30-40 cm). Se van a analizar 2 réplicas de cada horizonte. Inicialmente para preparar las muestras para los diferentes análisis, se han tomado 20 g de muestra de cada perfil, que se secarán previamente y después se fragmentarán mecánicamente los agregados de las muestras. Después de la descripción del perfil del suelo y la explicación de las propiedades para el perfil, se presentan los resultados de los datos analíticos del perfil en la tabla **13**, del **anexo III**.

5. Resultados

Para exponer y explicar los resultados (en Zuera y Tella) se empezará por mostrar los resultados de las determinaciones de las fracciones totales. Primero la **MO total**, seguido del **Cox total**.

Después se mostrarán los resultados de las fracciones sometidas a hidrólisis ácida previa (fracciones no hidrolizables), la **MO NH** y a continuación el **Cox NH**.

Por último, se detallarán las proporciones. La proporción del Cox total en la MO total (**Total: C / OM**), la proporción de la MO NH en la MO total (**MO recalcitrante**), la proporción del Cox NH en el Cox total (**C recalcitrante**) y la proporción del Cox NH en la MO NH (**NH: C / OM**).

Las cifras absolutas (Cox NH, MoNH, Cox total y MO total) nos aportan información de la cantidad de MO (que se mostrarán en este trabajo en g del parámetro · kg-1 de suelo) y las cifras relativas o proporciones (que se mostrarán en tanto por uno) nos brindan información referente a la calidad de la MO, ya que permiten evaluar qué proporción de la materia orgánica corresponde a compuestos recalcitrantes (Cox NH / Cox total; MO NH / MO total) o qué proporción de C contiene el conjunto de la MO del suelo (Cox total / MO total) o su fracción no hidrolizable (Cox NH / MO NH). Este es un aspecto a tener en cuenta en la interpretación de los resultados, ya que es posible que el fuego afecte por igual a toda la materia orgánica del suelo (tanto a los compuestos hidrolizables, como a los no hidrolizables), o que produzca un efecto selectivo sobre alguna de estas fracciones, ya sea por una eliminación selectiva de alguna de ellas, o por facilitar la formación de otra. Por ejemplo, por un efecto de condensación de compuestos orgánicos hidrolizables que originen compuestos mucho más complejos y, por tanto difícilmente hidrolizables, o bien, en el extremo opuesto, por un efecto pirolítico de compuestos complejos, no hidrolizables, que den como resultado compuestos orgánicos fácilmente hidrolizables.

De este modo, aunque las zonas, de Zuera y Tella, donde se tomaron las muestras de suelo son diferentes en muchos aspectos (geología, geomorfología, climatología, paisaje, flora, fauna, ecología, etc), se podrá observar de forma paralela el efecto causado por el fuego, tanto en la cantidad, como en la calidad de la MO (dependiendo del tratamiento y la profundidad) en una quema controlada de bloques en laboratorio (Zuera) y en una quema controlada de parcelas de suelo en el medio natural (Tella).

Dentro de cada parámetro y en cada zona se empezará explicando los resultados del ANOVA, de **2 factores**, el cual sirve para detectar los posibles efectos originados por las dos fuentes de variación que se han considerado, el tratamiento (con dos niveles, quemado y control) y la profundidad (con tres niveles, 0-1, 1-2 y 2-3 cm). Asimismo, el ANOVA de dos factores permite determinar la existencia de interacciones entre ambas fuentes de variación, es decir, si los efectos del fuego, en caso de producirse, son más o menos detectables en función de la profundidad.

Los resultados de los ANOVA de 2 factores se presentarán en forma de tablas resumen, para cada parámetro, en Zuera y Tella, al final de este capítulo.

Dado que en muchos casos se han detectado interacciones significativas entre la profundidad y el tratamiento, los ANOVA de 2 factores se han complementado con posteriores ANOVA de un factor, separando los datos en función del otro. Por ejemplo, ANOVA del factor tratamiento para datos procedentes de la profundidad 0-1 cm.

Mientras que el ANOVA de 2 factores solamente nos permite establecer si el fuego causa un efecto significativo sobre el parámetro medido, estos análisis complementarios nos han permitido establecer qué diferencias existen en profundidad para los distintos parámetros evaluados y, en especial, hasta qué profundidad de suelo se detectan los efectos del fuego. Todos los análisis se han realizado una vez comprobado que los datos cumplieran los requisitos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

En la tabla resumen que se muestra al final de este capítulo, solo se indicarán los valores del estadístico F y de su p-valor, para el ANOVA de 2 factores. Los resultados de los ANOVA de un factor complementarios se muestran en las figuras de los parámetros respectivos.

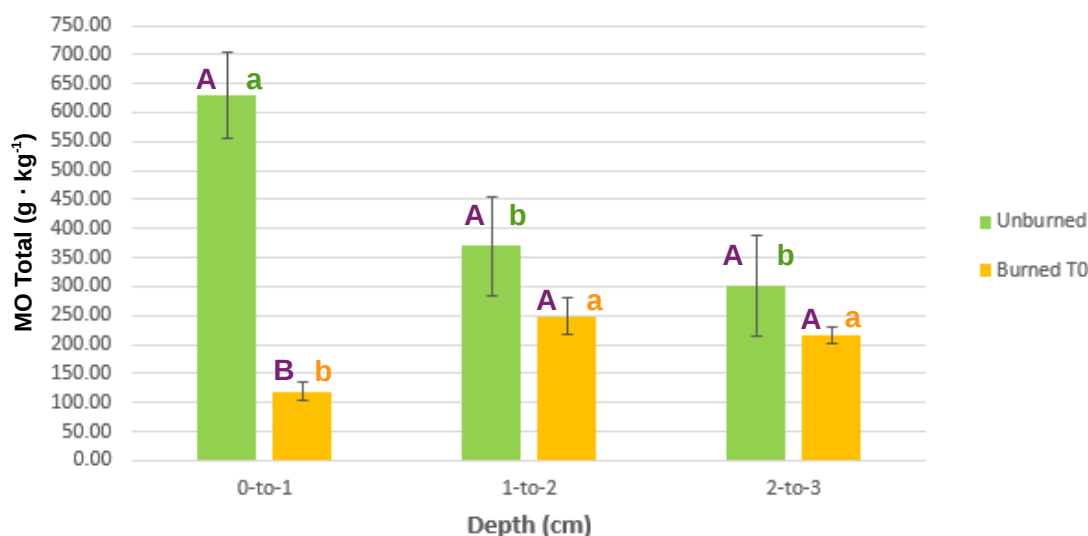


Figura 9: El efecto del fuego en la cantidad de MO total ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos (quemado y control) para cada una de las profundidades consideradas, Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre profundidades (0-1, 1-2 y 2-3 cm) para cada uno de los tratamientos evaluados. Fuente: elaboración propia

En cuanto al contenido total de MO (**Figura 9**) de Zuera, el ANOVA de 2 factores indica que hay diferencias significativas para el tratamiento, la profundidad y la interacción entre tratamiento y profundidad ($F=70.87$, $P < 0.0001$; $F=5.59$, $P=0.0192$; $F=22.98$, $P < 0.0001$, respectivamente). Siendo más significativas las diferencias sobre el factor tratamiento de la MO total.

Comparando el suelo no quemado y el quemado, se observa una diferencia muy significativa en el nivel 0-1 cm (**$629,65 \pm 73,77$ y $119,22 \pm 16,19$** , respectivamente), un descenso de MO total del **80 %**, en el suelo quemado; en las 2 siguientes capas no se observan diferencias significativas.

La muestra no quemada contiene una cantidad muy superior de MO total ($629,65 \pm 73,77 \text{ g kg}^{-1}$) en la capa 0-1 cm, respecto a las 2 capas inferiores, en torno a un 40-50 % más de MO total. Contrariamente, la muestra quemada contiene una cantidad muy inferior de MO total ($119,22 \pm 16,19$) en la 1ª capa, respecto a las 2 capas inferiores, entre un **50-45 %** menos de MO total.

Como hay diferencias significativas en la interacción entre tratamiento y profundidad, esto nos advierte que la profundidad influye en el efecto de quemar o no quemar.

En la 1ª capa cuando se quema, se reduce la MO total un **80 %**, tendencia que continúa en profundidad, pero más atenuada por la misma; en la 2ª capa y en la 3ª, la MO total tras la quema, se reduce alrededor de un no significativo 30%. En la capa 2-3 cm 3º es donde, tras la quema, se conserva más MO total, es decir, donde el efecto del fuego resulta menos visible.

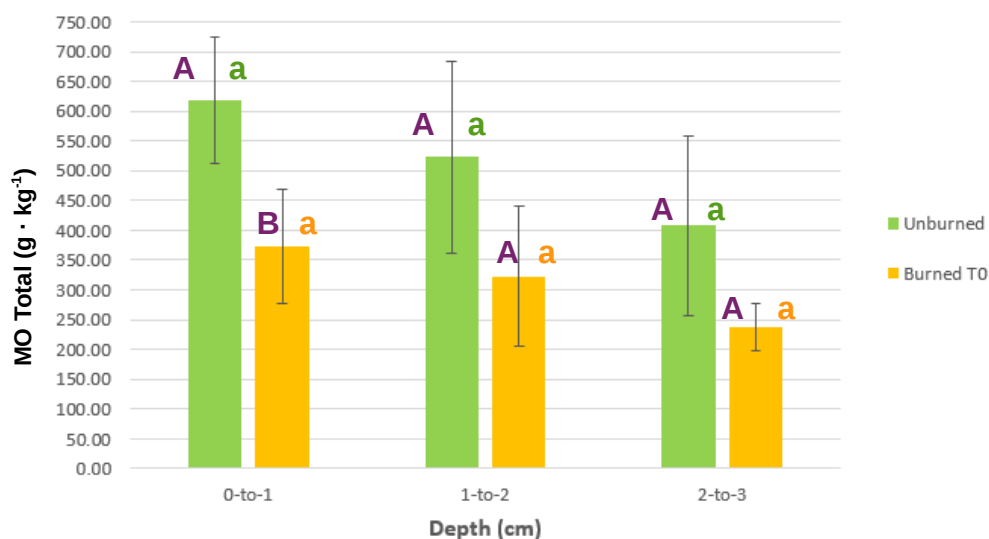


Figura 10: El efecto del fuego en la cantidad de MO total ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Fuente: elaboración propia

En cuanto al contenido total de MO (**Figura 10**) de Tella, el ANOVA de 2 factores muestra que hay diferencias significativas para el tratamiento y la profundidad ($F=13.48$, $P=0.0032$; $F=3.22$, $P=0.076$, respectivamente), pero no para la interacción entre tratamiento y profundidad, es decir, que se produce un efecto similar del fuego en todas las profundidades evaluadas. Siendo más significativas las diferencias sobre el efecto tratamiento, igual que en Zuera. Al observar los efectos del fuego, se observa una diferencia significativa en la capa 0-1 cm ($618,45 \pm 106,26$ y $372,86 \pm 95,36$, respectivamente) un descenso en torno al **40 %**, en el suelo quemado (la 1/2 que en Zuera); en las 2 siguientes capas la pérdida de MO, por efecto del fuego, no llega a causar diferencias significativas, entre los valores anteriores y posteriores al fuego.

Entre las 3 profundidades de la muestra no quemada no existen diferencias significativas. En la muestra de suelo quemada, las diferencias tampoco son significativas, debido a la gran variabilidad entre réplicas.

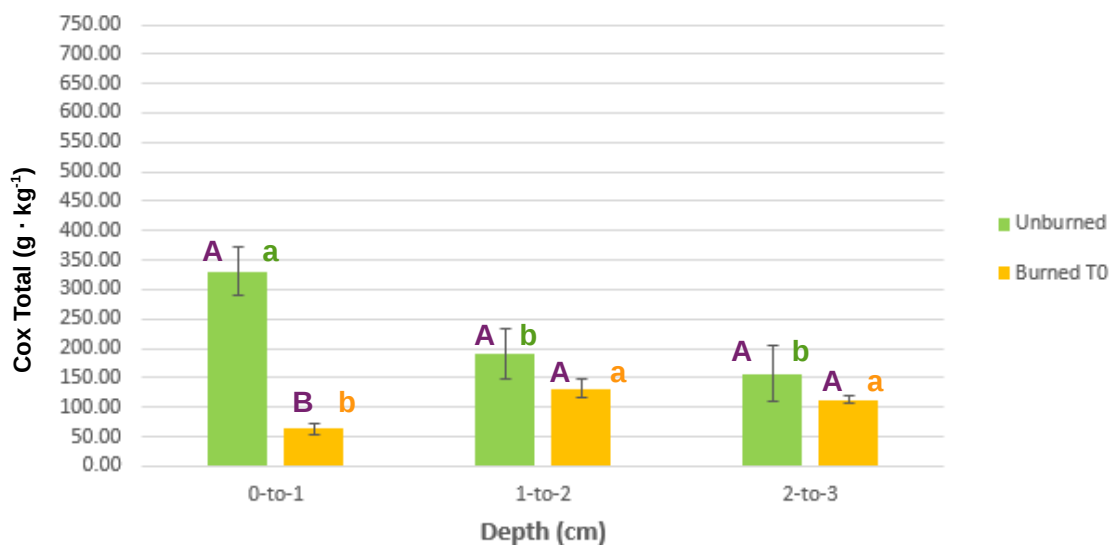


Figura 11: El efecto del fuego en la cantidad de Cox total ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Fuente: elaboración propia

En cuanto al contenido total de Cox (**Figura 11**) de Zuera, en el ANOVA de 2 factores se denotan las diferencias significativas para el tratamiento, la profundidad y la interacción entre los 2 (como en Zuera; $F=68.28$, $P<0.0001$; $F=5.67$, $P=0.0185$; $F=22.94$, $P<0.0001$, respectivamente). Analizando el efecto del fuego, se observa la diferencia significativa en la 1ª capa (**331,15 ± 41,19 y 62,92 ± 9,37**, respectivamente) un descenso del **80 %**, en el quemado, como el de la MO total; en las 2 siguientes capas las diferencias no son significativas.

La muestra no quemada, en la capa 0-1 cm, supera (331,15 ± 41,19), a las 2 capas inferiores (191,17 ± 43,44 y 157,59 ± 46,55, respectivamente), que tienen un 40-50 % menos. Al igual que en la MO total, la muestra quemada sigue una tendencia similar. Contiene una cantidad muy reducida de Cox total (**62,92 ± 9,37**) en la capa 0-1 cm, respecto a las 2 capas inferiores, siendo la diferencia más significativa con la 2ª capa, rondando el 50 %.

En la 1ª capa, tras la quema, se reduce el Cox total en torno a un 80 %. Esta tendencia se vuelve a atenuar en profundidad; en la 2ª y en la 3ª capa se reduce un 30 %, y es en ésta última donde se reduce menos, con lo que los resultados, son muy similares a los de la evolución de la MO total de Zuera.

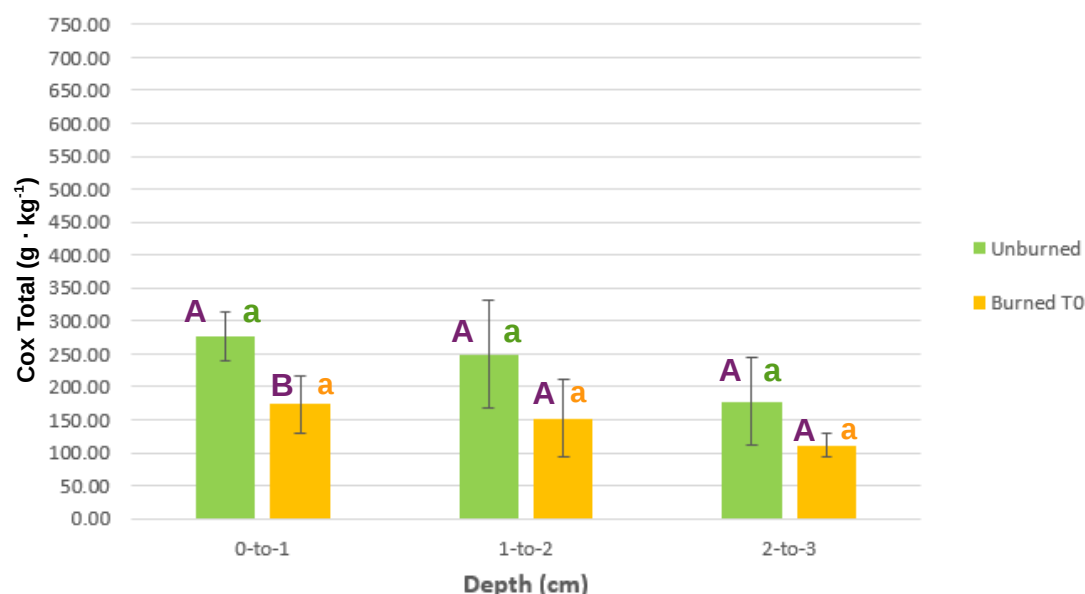


Figura 12: El efecto del fuego en la cantidad de Cox total ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Fuente: elaboración propia

En referencia al Cox total de Tella (**Figura 12**) en el ANOVA de 2 factores, existen solo diferencias significativas para el tratamiento ($F=11,64$, $P=0.0052$). La evolución del fuego nos indica una diferencia significativa, en la capa 0-1 cm (**$276,46 \pm 37,62$ y $173,33 \pm 43,88$** , respectivamente), un **40 %** menos de Cox total, en el suelo quemado (casi un 50 % menos de reducción que en Zuera); en las 2 siguientes capas no se observan diferencias significativas, aunque los descensos de Cox total siguen siendo mayores, que en Zuera (y a semejanza de la evolución de la MO total, en Zuera y Tella).

Como en la MO total de Tella, en la muestra no quemada no se observan diferencias significativas entre las 3 profundidades. En la muestra de suelo quemado, la tendencia es similar, y por tanto las diferencias no son destacadas.

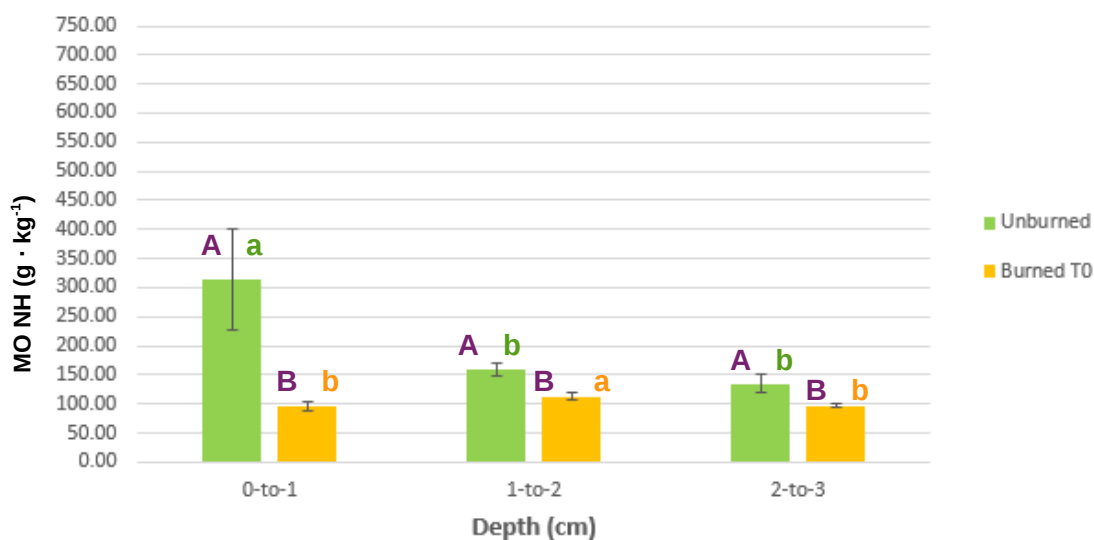


Figura 13: El efecto del fuego en la cantidad de MO NH ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Fuente: elaboración propia

En cuanto a la MO NH en Zuera (**Figura 13**) el ANOVA de 2 factores, muestra la existencia de diferencias significativas para el tratamiento, la profundidad y la interacción entre los 2 factores ($F=33.17$, $P<0.0001$; $F=9.62$, $P=0.0032$; $F=11.46$, $P=0.0016$, respectivamente). Al observar como evoluciona el fuego, se observan diferencias significativas en las 3 profundidades, pero sobre todo en la capa 0-1 cm, con valores de **313,26 ± 87,27 y 96,17 ± 9,17**, respectivamente. En la 2ª capa (158,06 ± 11,18 y 112,85 ± 6,11) y en la 3ª (134,78 ± 15,18 y 97,57 ± 4,36), las diferencias reales entre quemado y no quemado son reducidas, aunque debido a la escasa variabilidad entre réplicas, éstas son significativas. En la muestra de suelo antes de quemar, se observa la diferencia de MO NH, entre la capa 0-1 cm (313,26 ± 87,27) y las otras 2 capas inferiores, con una proporción del **50%** superior a estas 2 capas. En la muestra de suelo quemado, se advierte una evolución en zig-zag de la MO NH. La capa 0-1 y 2-3 cm, con cuantías similares, presentan diferencias de cierta significancia con la capa 1-2 (112,85 ± 6,11 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), en torno a un 15 % más de MO NH en ésta.

En la 1ª capa tras quemar, la MO NH disminuye un **70 %**; después en la 2ª y 3ª se reduce, un 30 %.

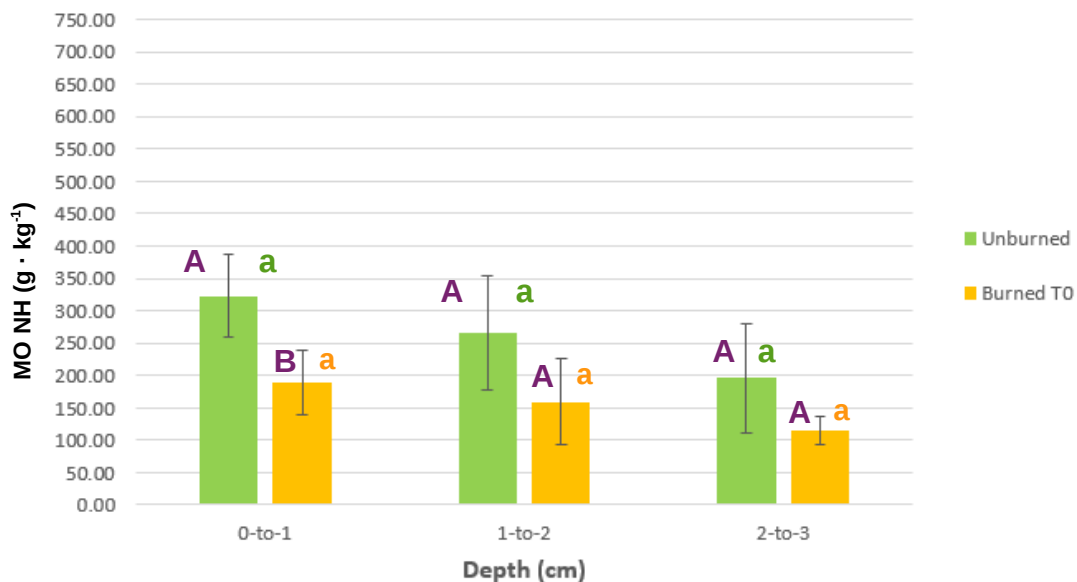


Figura 14: El efecto del fuego en la cantidad de MO NH ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Fuente: elaboración propia

En cuanto a la MO NH en Tella (**Figura 14**) en el ANOVA de 2 factores, sólo muestra diferencias significativas para el tratamiento ($F=11.84$, $P=0.0049$). Analizando como evoluciona el fuego, se observa un único efecto significativo en la 1ª capa, (**322,88 ± 64,04 y 188,28 ± 50,09**, respectivamente), una reducción en torno al **40 %**, en el suelo quemado (superior al 30 % de Zuera, en la capa 0-1 cm); en las 2 siguientes capas no se observan diferencias significativas.

El suelo no quemado no tiene diferencias significativas en su serie de profundidad. En la sucesión de la muestra quemada, tampoco existen diferencias significativas entre las 3 profundidades, aunque entre el la capa 0-1 cm ($188,28 \pm 50,09$) y la 1-2 cm ($114,29 \pm 21,72$), se produce una variación del 40 % de MO NH, aunque este efecto no aparece como significativo a causa de la elevada variabilidad entre réplicas. Hay diferencia con la 1ª capa de Zuera, donde el valor es más bajo que en el 2º cm, demostrándose que no hay diferencias significativas en la interacción entre tratamiento y profundidad en el perfil de Tella, ya que el hecho de quemar o no quemar no depende del factor profundidad.

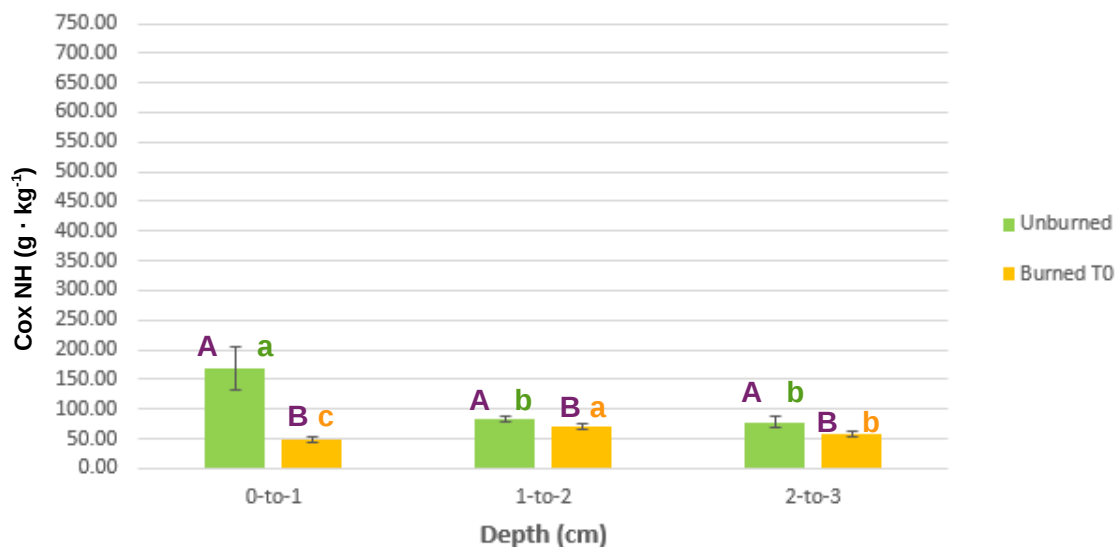


Figura 15: El efecto del fuego en la cantidad de Cox NH ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Fuente: elaboración propia

En referencia al Cox NH de Zuera (**Figura 15**) en el ANOVA de 2 factores, se observan diferencias significativas para el tratamiento, la profundidad y la interacción entre los 2 ($F=43.77$, $P<0.0001$; $F=10.13$, $P=0.0027$; $F=19.46$, $P=0.0002$, respectivamente). Observando la evolución del fuego, se encuentran diferencias significativas en las 3 profundidades, pero la más destacable se produce en la capa 0-1 cm, con valores respectivos de **168,69 ± 37,72 y 49,11 ± 5,64**, para no quemado y quemado. En el suelo no quemado, hay una diferencia significativa entre el nivel 0-1 cm ($168,69 \pm 37,72$) y las otras 2 profundidades, en proporción un 50% de reducción del Cox NH, en estas 2 capas inferiores. En la muestra de suelo quemado, la evolución en zig-zag es parecida a la de la MO NH (también de Zuera), siendo el contenido menor, el de la 1ª capa, por todo lo cual hay diferencias significativas entre las 3 profundidades, aunque esta significancia se denota por la poca dispersión de los datos, no por la diferencia entre medias (0-1 cm: $49,11 \pm 5,64$; 1-2 cm: $69,96 \pm 4,57$; 2-3 cm: $59,16 \pm 4,25$). En la 1ª capa, se reduce, el Cox NH, un **70 %**. En la 2 y 3ª capa disminuye bastante menos, entre un 20 y un 25 %, respectivamente. En la capa 1-2 cm es donde se pierde menos Cox NH, después de quemar (hasta ahora en el resto de parámetros de Zuera, la capa 2-3 cm, era donde se eliminaba menos MO).

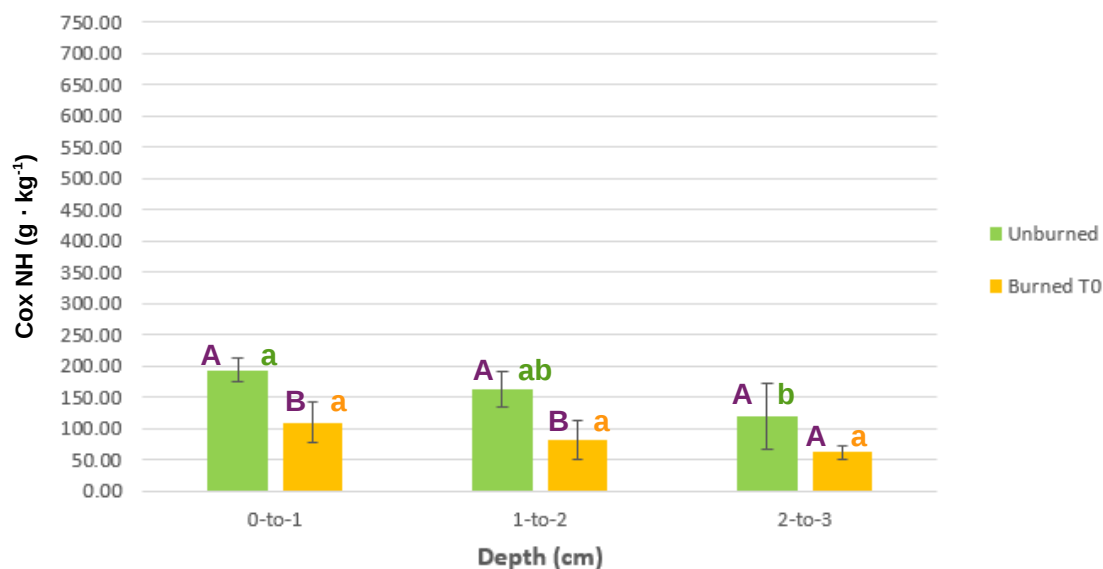


Figura 16: El efecto del fuego en la cantidad de Cox NH ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar ($n = 3$). Fuente: elaboración propia

En cuanto al Cox NH de Tella (**Figura 16**) en el ANOVA de 2 factores, se puede observar, como hay diferencias significativas para el tratamiento y para la profundidad ($F=24.01$, $P=0.0004$; $F=5.52$, $P=0.02$, respectivamente).

Se puede ver en la evolución del fuego, que existen diferencias significativas en la 1ª capa (**$193,43 \pm 19,31$ y $109,54 \pm 31,25$**) y en la 2ª capa (**$162,51 \pm 29,21$ y $82,10 \pm 31,07$**). En la 1ª capa la reducción de Cox NH, tras la quema, está en torno al **40 %** (bastante menor al Cox NH de Zuera (70 %)) y en la 2ª capa, alrededor del 50 % (bastante superior al Cox de Zuera (en torno al 20 %)). En la 3ª capa no existen diferencias significativas. El suelo no quemado presenta diferencias algo significativas, en especial entre la capa 0-1 y la capa 2-3 cm, con valores respectivos de $193,43 \pm 19,31$ y $119,02 \pm 53,86$, (descenso en esta última capa del 40 %). En la serie de suelo quemado, no existen diferencias significativas. Esta tendencia es similar a la MO NH de Tella y difiere del Cox NH de Zuera, que muestra diferencias significativas pequeñas, con σ , muy reducidas.

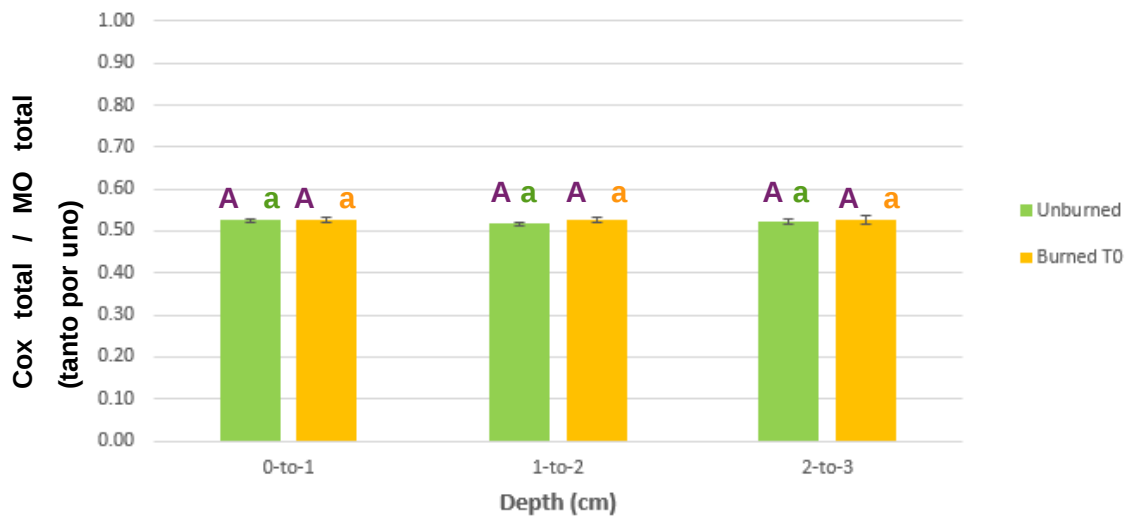


Figura 17: El efecto del fuego en la relación Cox total / MO total (tanto por uno), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

Refiriéndose a la relación Cox total / MO total de Zuera (**Figura 17**) en el ANOVA de 2 factores, se observa que no hay ninguna diferencia significativa, en relación a ninguno de los 2 factores. Las diferencias entre suelo quemado y no quemado, no son significativas en ninguna de las profundidades. Antes y después del fuego, la proporción de Cox total en la MO total permanece estable, siempre en torno a un **50 %**

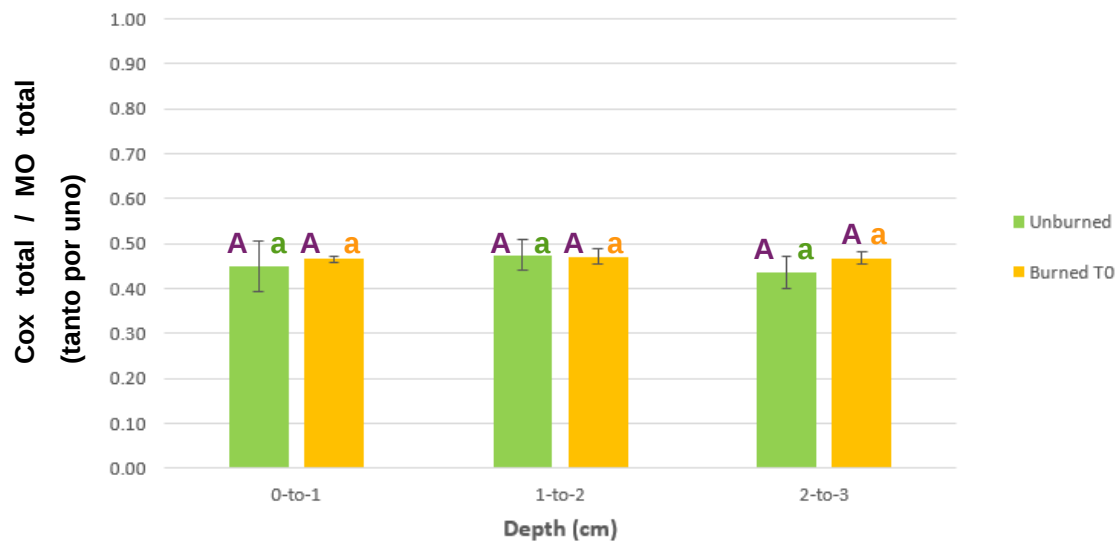


Figura 18: El efecto del fuego en la relación Cox total / MO total (tanto por uno), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

En cuanto a la relación Cox total / MO total de Tella (**Figura 18**) en el ANOVA de 2 factores, se observa que no hay diferencias significativas, con valores muy parecidos a esta relación en Zuera, aunque en este caso la proporción de C en la MO se sitúa claramente por debajo del **50%**.

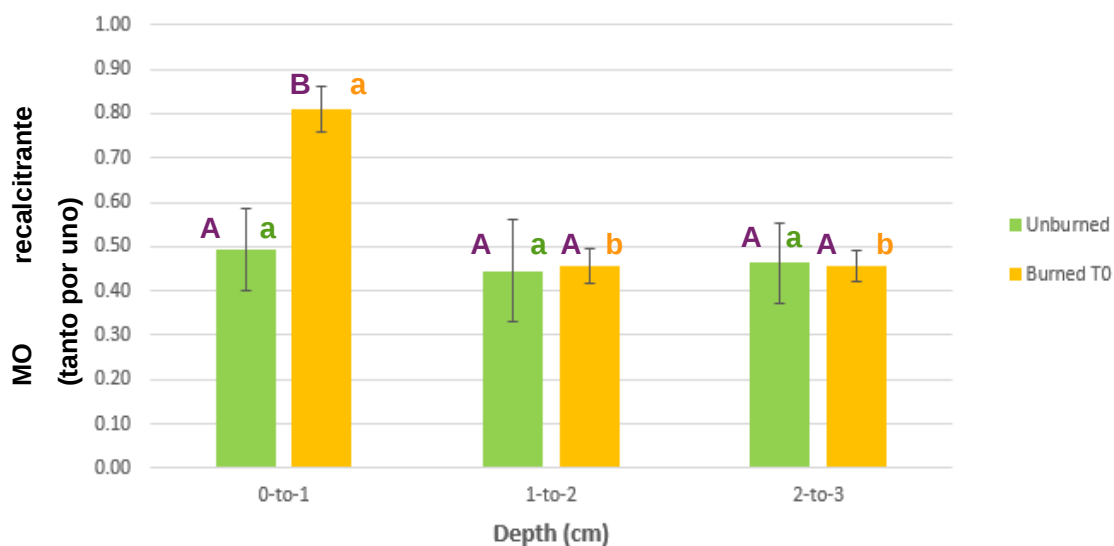


Figura 19: El efecto del fuego en la MO recalcitrante (MO NH / MO total (tanto por uno)), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

En cuanto a la MO recalcitrante de Zuera (**Figura 19**) en el ANOVA de 2 factores, hay diferencias significativas para el tratamiento, la profundidad y la interacción entre ambas ($F=8.5$, $P=0.013$; $F=13.06$, $P=0.001$; $F=8.4$, $P=0.0052$, respectivamente). Las más significativas son las del factor profundidad y la interacción, siendo él último para el tratamiento; distinguiéndose así de las significancias de los valores absolutos de la MO, donde el factor más significativo es el tratamiento.

La evolución del fuego destaca la diferencia significativa dentro de la capa 0-1 cm, un aumento importante de la proporción de MO recalcitrante tras la quema (**$0,49 \pm 0,09$ y $0,81 \pm 0,05$**), de representar el 50 %, pasa al **80 %**. En las otras 2 profundidades no existen diferencias significativas. En los bloques no quemados, las proporciones de MO recalcitrante, se mantienen invariables en el perfil de profundidad, con valores entre un 45-50 %. Las muestras quemadas indican, en las capas 1-2 y 2-3 cm unas proporciones algo inferiores al 50%. Pero donde hay una diferencia significativa es en la capa más superficial, incrementándose mucho, hasta el 80 % de la MO total ($0,81 \pm 0,05$).

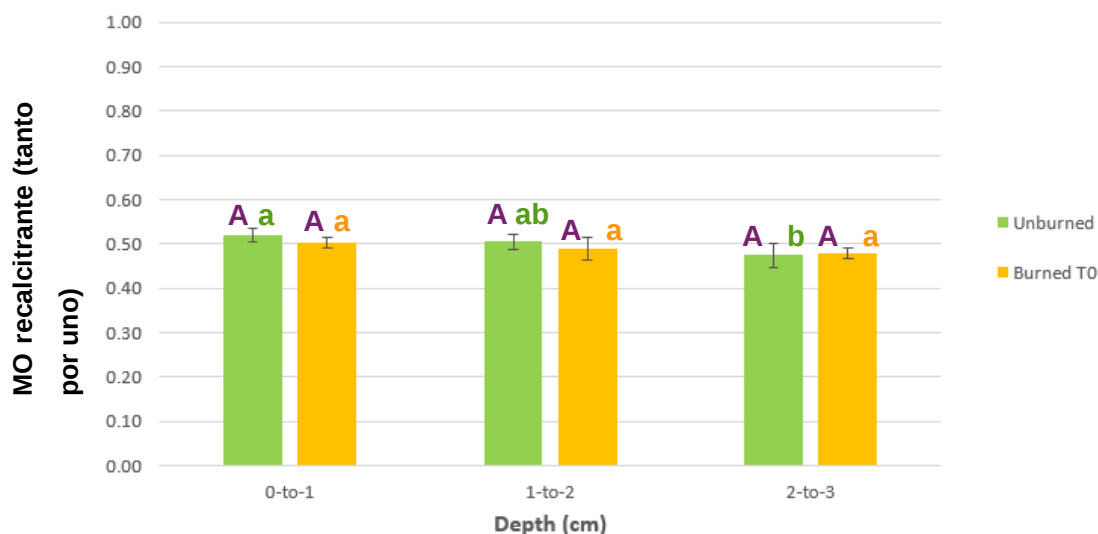


Figura 20: El efecto del fuego en la MO recalcitrante (MO NH / MO total (tanto por uno)), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

En cuanto a la MO recalcitrante de Tella (**Figura 20**) en el ANOVA de 2 factores, se observa que hay diferencias significativas solo para la profundidad ($F=4.98$, $P=0.0267$). Al analizar el efecto del fuego, no existen diferencias significativas entre ninguno de los niveles (todos cercanos al 50 %), lo que difiere con Zuera, donde el fuego sí ha causado un notable incremento en la proporción de MO recalcitrante.

En las muestras no quemadas, las proporciones de MO recalcitrante, en las 3 capas se mantienen en torno al **50%**, aunque aparece una diferencia significativa entre la capa más superficial y la más profunda (0.52 ± 0.02 y 0.48 ± 0.03), originada por una leve reducción de la recalcitrancia en la capa más profunda. Comparando con Zuera las proporciones son algo más altas, sobre todo en la capa 1-2 cm (6 % más de MO recalcitrante que Zuera). Las muestras de suelos quemados, no experimentan diferencias significativas entre las 3 capas, manteniéndose las proporciones en torno al 50 %. Las proporciones son parecidas a las de Zuera, menos en el nivel 0-1 cm, ya que en Zuera es muy superior.

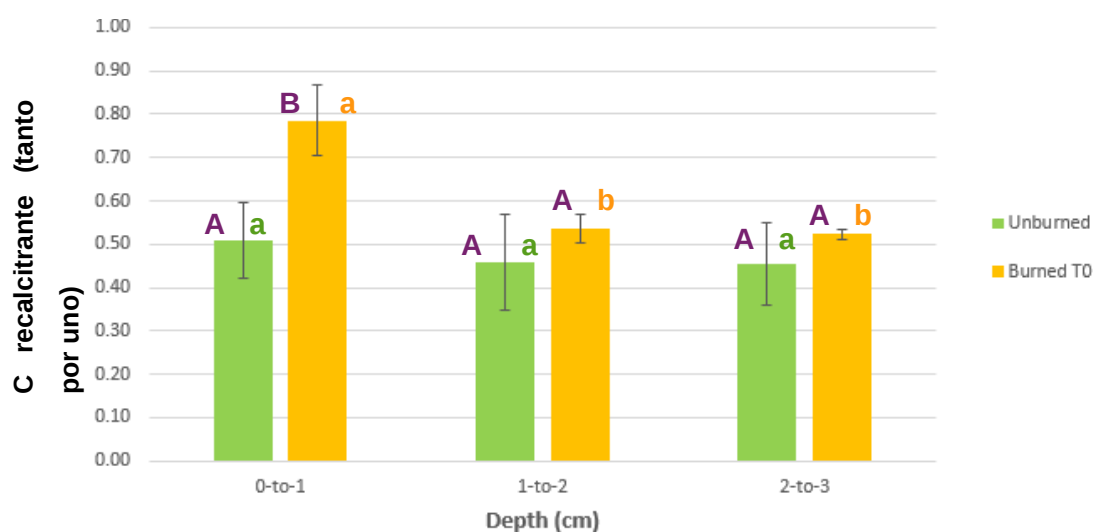


Figura 21: El efecto del fuego en el C recalcitrante (Cox NH / Cox total (tanto por uno)), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

En cuanto al C recalcitrante de Zuera (**Figura 21**) en el ANOVA de 2 factores, se muestran las diferencias significativas para el tratamiento, la profundidad y la interacción entre ambas ($F=10.84$, $P=0.0064$; $F=6.38$, $P=0.0129$; $F=4.61$, $P=0.0327$, respectivamente).

Al observar la evolución del fuego, se descubren diferencias importantes en la capa 0-1 cm, un aumento muy significativo de C recalcitrante en el suelo, tras la quema ($0,51 \pm 0,09$ y $0,79 \pm 0,08$). Un aumento muy parecido, a lo ya observado en la proporción de la MO recalcitrante en estas mismas muestras de suelo. Partiendo de las muestras no quemadas, se puede observar que las proporciones de C recalcitrante, en el perfil de profundidad son constantes, entre un 45-50 %, sin diferencias significativas. Esta tendencia es similar a la MO recalcitrante de Zuera. Las muestras de suelo quemadas, denotan unas proporciones de C recalcitrante en las zonas 1-2 y 2-3 cm, en torno al 50 %. Sin embargo, donde hay una diferencia significativa (como ocurre en la MO recalcitrante de Zuera) es en la 1ª capa, con una proporción del **79 %** ($0,79 \pm 0,08$), en torno a un 25 % superior respecto a las otras 2 capas.

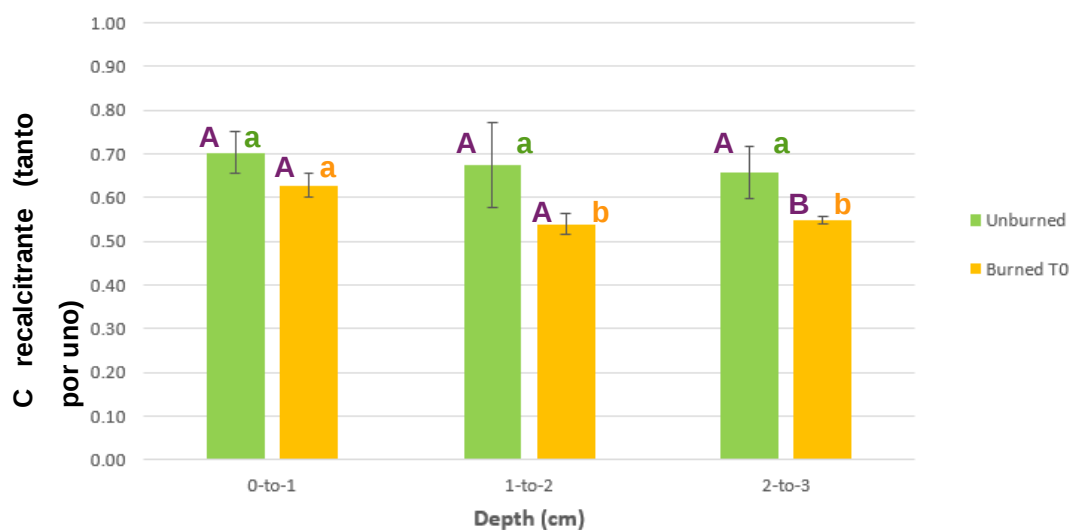


Figura 22: El efecto del fuego en el C recalcitrante (Cox NH / Cox total (tanto por uno)), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

En cuanto al C recalcitrante de Tella (**Figura 22**) en el ANOVA de 2 factores, se muestra que hay diferencias significativas solo para el tratamiento ($F=18.11$, $P=0.0011$). Con la quema, se produce un descenso generalizado de la recalcitrancia del C, pero únicamente es en la capa 3ª donde éste es significativo ($0,66 \pm 0,06$ y $0,55 \pm 0,01$), gracias a la menor variabilidad de las muestras quemadas. Relacionando esta evolución con la de Zuera, se observa que en las 3 capas de Zuera el C recalcitrante aumenta.

En las muestras no quemadas, las proporciones de Cox recalcitrante, en las 3 profundidades, no muestran diferencias significativas, manteniéndose muy constante en el perfil, aunque por lo general con valores sensiblemente mayores que en Zuera. Las muestras de suelos quemados, experimentan diferencias significativas entre la 1ª capa ($0,63 \pm 0,03$) y las 2 capas inferiores ($0,54 \pm 0,02$ y $0,55 \pm 0,01$), disminuyendo éstas en torno a un 10 %. Al relacionarlo con Zuera, solo se observa diferencia en la capa 0-1 cm, donde hay en torno a un 15 % más de C recalcitrante que en Tella. Con la profundidad se van igualando las proporciones de las 2 localidades.

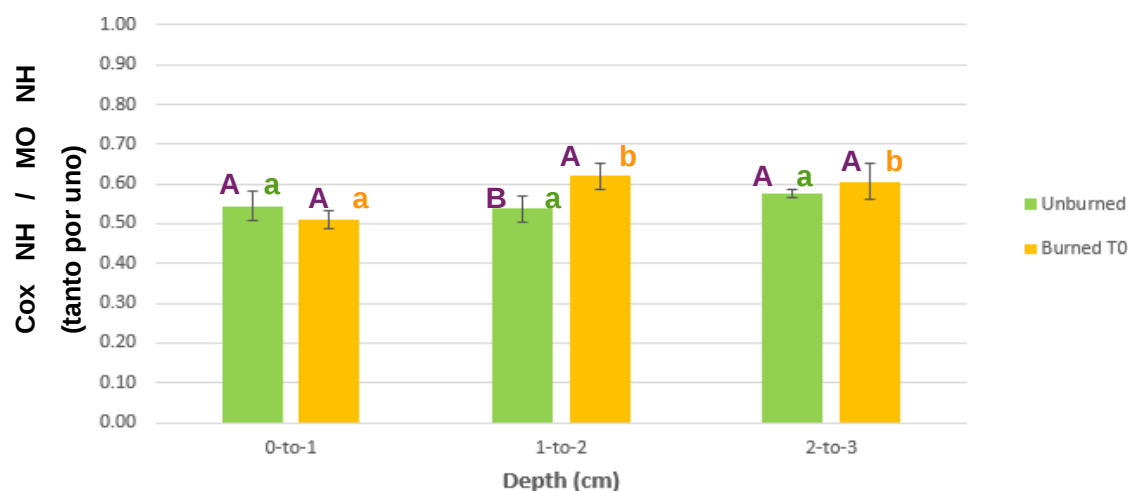


Figura 23: El efecto del fuego en la relación Cox NH / MO NH (tanto por uno), a distintas profundidades del suelo, en Zuera. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

En cuanto a la relación Cox NH / MO NH de Zuera (**Figura 23**) en el ANOVA de 2 factores, se pueden ver las diferencias significativas para la profundidad y la interacción entre tratamiento y profundidad ($F=6.69$, $P=0.0112$; $F=4.84$, $P=0.0288$, respectivamente).

Observando la evolución del fuego, solo se encuentran diferencias significativas en la 2ª capa (**$0,54 \pm 0,03$ y $0,62 \pm 0,03$**), un aumento en torno al 10 % en la proporción de Cox NH / MO NH, tras la quema. Las muestras de suelo no quemado no muestran diferencias significativas entre las 3 profundidades. En las muestras de suelo de los bloques quemados, se observan diferencias significativas entre la capa 0-1 cm ($0,51 \pm 0,02$) y los 2 niveles inferiores ($0,62 \pm 0,03$ y $0,61 \pm 0,05$), incrementándose un 10 % sus proporciones respectivas.

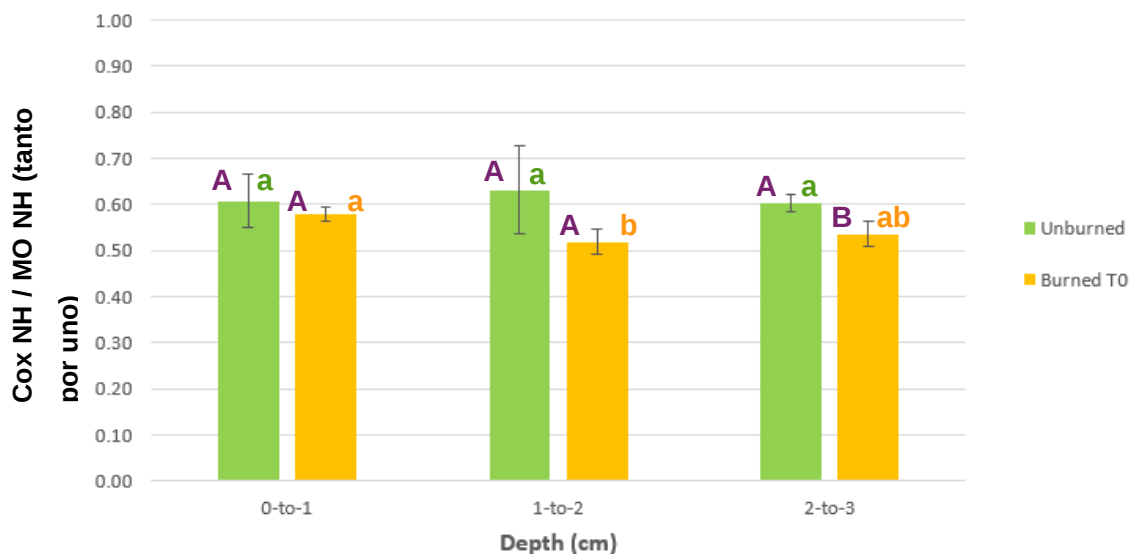


Figura 24: El efecto del fuego en la relación Cox NH / MO NH (tanto por uno), a distintas profundidades del suelo, en Tella. Las barras de error indican la desviación estándar (n = 3). Fuente: elaboración propia

En cuanto a la relación Cox NH / MO NH de Tella (**Figura 24**) en el ANOVA de 2 factores, se muestra que solo hay diferencias significativas para el tratamiento ($F=8.84$, $P=0.0116$).

Estudiando los efectos del fuego, no se observan cambios significativos en las 2 primeras profundidades, pero en la capa 2-3 cm sí hay diferencias significativas ($0,60 \pm 0,02$ y $0,54 \pm 0,03$). La tendencia es que en Zuera la proporción, de Cox NH, en profundidad aumenta y en Tella en profundidad disminuye. En las muestras no quemadas, las proporciones de Cox NH, en las 3 profundidades, no muestran diferencias significativas, estando en torno a un **60 %**. Las muestras de suelos quemados, experimentan diferencias significativas entre la 1ª capa y la 2ª capa ($0,58 \pm 0,02$ y $0,52 \pm 0,03$).

Se ha realizado un cuadro resumen del ANOVA de 2 factores, orientativo para realizar el análisis general de los datos de los diversos parámetros, en Tella y en Zuera, que se muestra en la tabla **14** del **anexo IV**.

6. Discusión

6.1 Perfiles de MO y Cox antes del fuego (suelos control)

6.1.1 Cantidades de MO y C, Totales y No Hidrolizables (NH)

En las muestras de suelo control de Zuera, se observa un **gradiente** de disminución del contenido orgánico en la MO total (ver en apartado resultados, **Figura 9**), en el perfil de profundidad del horizonte mineral Ah. La distribución de este gradiente indica una reducción de MO total, desde la capa 0-1 cm, hasta la 2ª y la 3ª capa, con valores de ~ **63, 36 y 30 %**, respectivamente. En cuanto al Cox total (**Figura 11**), se observa que hay una tendencia similar en el perfil; desde la capa 0-1 cm, existe una evolución con un descenso casi idéntico, con respecto a las otras 2 capas (~ **33, 19 y 16 %**).

En las muestras de suelo de Tella, también se observa este gradiente en referencia a la MO total (**Figura 10**), pero esta reducción es más atenuada en el perfil. Se observa que a partir de la 1ª capa hacia las inferiores, hay una disminución, con esta secuencia respectiva de valores: ~ **62, 52 y 41 %**. Con respecto al Cox total (**Figura 12**), la evolución es similar a la MO total, indicándose que el valor desde la capa 0-1 cm va descendiendo, con los siguientes valores: ~ **28, 25 y 18 %**. Por tanto también en este parámetro existe un gradiente como en el Cox total de Zuera, aunque es más gradual que en Zuera, sobre todo en el 2º cm; lo mismo cabría decir de la MO total entre las 2 localizaciones.

Aparte de esta tendencia, los valores de partida cuantitativos, de la MO total, de la capa 0-1 cm en Tella y Zuera son parecidos, lo que nos indica que ambos suelos han acumulado cantidades importantes de MO a lo largo de su formación, y son actualmente ricos en MO total. Mientras en profundidad Tella es más rica en MO y Cox totales, que Zuera.

Hay un estudio similar al de Zuera (Badía et al.,2014b), cuyo desarrollo se explicará en el apartado de perfiles de MO y Cox tras el fuego. En éste, en el suelo control, el COT disminuye también gradualmente en profundidad desde ~ **16%** en la 1ª capa, el ~ **13 %** en la 2ª, hasta el ~ **10%** en la 3ª capa, del horizonte Ah. Estos valores son más bajos, que en Zuera y Tella, en cuanto a riqueza en C total, a las 3 profundidades.

Este gradiente también se observa en la MO y C NH's de Zuera y de Tella. En los suelos control de Zuera, el gradiente también es de disminución de las fracciones NH. En la MO NH (**Figura 13**), en la capa 0-1 cm, hay un contenido del ~ **31 %** de MO NH, mientras que en la capa 1-2 y en la 2-3 cm, es del ~ **16 %** y del ~ **13 %**, respectivamente. Del Cox NH (**Figura 15**) se puede decir lo mismo. La evolución de las 3 capas es muy parecida (valores de ~ **17, 9 y 8 %**). Los gradientes son similares a los de la MO y el C total de Zuera.

En el caso de Tella, también existe este gradiente de reducción en el perfil. La reducción sigue una secuencia de MO NH (**Figura 14**) en las 3 capas con valores de ~ **32, 27 y 20 %** En el Cox NH (**Figura 16**), la tendencia se puede asemejar, con valores de: ~ **19, 16 y 12 %**. También estos gradientes son parecidos en su atenuación a la MO y el Cox totales de Tella.

También en la fracción NH existe un gradiente más pronunciado para Zuera y uno más suave para Tella, por todo lo cual las 2 fracciones siguen una distribución paralela, ya que la **fracción NH se relaciona estrechamente con la fracción total** o va intrínsecamente relacionada con ella (Rovira & Vallejo, 2007).

La existencia de estos claros gradientes de MO, en función de la profundidad, significa que la mayor parte de aportes orgánicos en ambos suelos, se produce desde y a través de la superficie del suelo y en menor proporción dentro del suelo.

El hecho de que la disminución de la MO del suelo sea más gradual o más pronunciada, se puede deber al tipo de MO que predominantemente, recibe cada uno de los suelos estudiados.

En el caso de Zuera, (con su bosque de pino carrasco, *Pinus halepensis*) tiene probablemente una gran influencia en su MO el aporte de hojas, ramas y troncos muertos (Porta et. al, 2003), a través de la superficie. En Tella, donde existe una red tupida de raíces de erizón y de la cubierta herbácea que antiguamente había sido aprovechada como pasto, estas raíces ocupan un gran volumen del suelo y aportan gran cantidad de MO en las capas más profundas del horizonte Ah, suavizando de esta forma el gradiente vertical de MO (**Figura 25**).

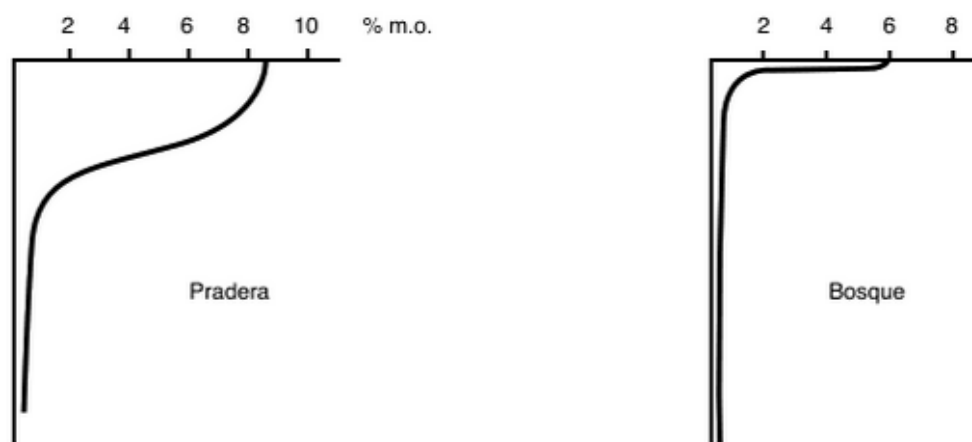


Figura 25: Distribución de la proporción de MO (%) en el perfil de un suelo de pradera (asimilable al suelo cubierto de erizón de Tella) y un suelo de bosque (asimilable al suelo de Zuera, con cubierta de bosque de pino carrasco). Fuente: Porta et al. (2003).

Además también, estas diferencias entre la cantidad de MO y C total y NH, en Tella y Zuera se pueden deber a la actividad de fauna por **bioturbación** o **edafoturbación** (Porta et al., 2003) por fauna, en especial, de lombrices, artrópodos, topillos y otra microfauna asociada.

En Tella, como se ha apuntado, hay mayor densidad de raíces finas, lo que suele facilitar una mayor densidad de microorganismos e, indirectamente, de fauna edáfica (Porta et al., 2003), por lo que podemos suponer un mayor grado de bioturbación en Tella que en Zuera.

6.1.2 Proporciones de Cox en la MO

En las muestras control de Zuera, la proporción de Cox / MO total (**Figura 17**), se mantienen entre un 52 y un 53 %, en todo el perfil, mientras que las de Cox / MO NH's (**Figura 23**) están entre un 54 y un 58 %. En Tella, las proporciones de Cox / MO totales (**Figura 18**), oscilan entre un 44 y un 48 %, y las de Cox / MO NH's (**Figura 24**), son más elevadas, entre un 60 y un 63 %.

Nuestros valores, situándose aproximadamente en el 50 %, son plenamente coincidentes con lo que afirman Brady & Weil (2010), sobre que el C en media abarca la mitad de la masa de la MOS.

En cambio, la proporción de Cox en la MO NH, es más elevada en Tella a lo largo de las 3 profundidades, lo que puede estar relacionado con su historia de quemas. En Tella ya se había recurrido tradicionalmente al fuego para controlar la extensión del erizón, y esto puede haber producido un mayor contenido en restos carbonizados, resistentes a la hidrólisis ácida, que en un principio se irían acumulando en superficie, pero que gracias a los procesos de bioturbación antes citados, podrían haberse ido integrando en profundidad. Estos restos parcialmente carbonizados se caracterizan por presentar una elevada proporción de C (Bruun et al., 2008), lo que explicaría la mayor proporción de Cox, en la fracción NH de la MO.

Por esto, se explica mejor el historial de quemas desde el punto de vista de la recalcitrancia. Montserrat y Fillat (1990) ya hablan de que en la zona del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y zona periférica, en la cota límite del bosque (2100 m), los pastos existentes fueron creados durante cientos de años por la acción antrópica, para crear pastos para el ganado. También Didier (2001), Wehn et al. (2011) y Alados et al. (2011) afirman que los prados, cultivos y pastos de montaña, bajo la línea potencial del bosque, y creados por el hombre, precisan para su mantenimiento del pastoreo del ganado y de eliminar ciertas especies arbustivas, a través de fuegos o mecánicamente.

Pero las evidencias más contundente de estas quemadas son aportadas por Alados et al. (2010), cuando habla del manejo tradicional del fuego por los pastores en la zona del Parque, asociado a dificultad de manejo del ganado, debido a la presencia de densas masas mono-específicas de erizón. También San Emeterio et al. (2013), pero en los ambientes húmedos del Pirineo Occidental, habla del uso tradicional de las quemadas prescritas para controlar la biomasa herbácea y arbustiva, y mejorar la calidad de los pastos, para que no sean invadidos por el matorral. En ambientes mediterráneos, también existe una amplia información sobre quemadas controladas, cuyo objetivo, diferente, es disminuir el riesgo de incendios descontrolados.

6.1.3 Proporciones de MO Recalcitrante y C Recalcitrante

En las muestras control de Zuera, las proporciones de MO recalcitrante (**Figura 19**), oscilan, entre un 46 y un 49 %, así como las de C recalcitrante (**Figura 21**) lo hacen de manera muy similar, entre un 46 y un 51 %. Un promedio en torno al 50 %, que coincide con los valores reportados por Rovira & Vallejo (2007) para suelos forestales mediterráneos

En Tella, la MO recalcitrante (**Figura 20**), apenas varía también, se sitúa entre un 48 y un 52 %, y se parece a Zuera. Sin embargo, la relación de C recalcitrante (**Figura 22**) presenta valores mucho más elevados, entre un 66 y un 70 %, lo que es debido a la mayor proporción de Cox que presenta la fracción NH de la MO.

6.2 Perfiles de MO y Cox tras el fuego. Efectos del fuego sobre la MO

6.2.1 MO y Cox totales

En Zuera tras la quema, tenemos unas cantidades totales de MO y Cox totales (**Figuras 9 y 11**) **muy inferiores**, en hasta un **80 %**, con respecto al suelo control, en la **capa 0-1 cm**.

El mismo patrón de respuesta se observa en Tella (figura X y X), aunque en este caso la pérdida de MO es menor en la capa 0-1 cm (**40 %**). Cabe destacar, en este sentido, que a pesar de la gran magnitud del impacto del fuego sobre la MO, éste solamente se detecta en el primer centímetro del suelo.

Los trabajos publicados previamente sobre los efectos del fuego en la MO total y el Cox total del suelo son muy variables. Unos apuntan al **incremento**, sobre todo, por entrada en el suelo de materiales carbonizados, del dosel vegetal quemado; otros al **decrecimiento**, en especial, por eliminación parcial de hojarasca y de compuestos orgánicos expuestos a altas temperaturas, en el horizonte O y en la parte superior del Ah; mientras en otros estudios no se detectaron cambios (Choromanska, & DeLuca, 2001; Wan et al., 2001; Úbeda et al., 2005; Certini et al., 2011; Badía et al., 2014a). La variabilidad en los resultados reportados por la bibliografía muestran que, probablemente, los efectos del fuego sobre la cantidad de MO del suelo dependen en gran medida de las características de la vegetación afectada y de la severidad de la quema.

En Tella la quema prescrita se produjo en condiciones de humedad ambiental y edáfica altas. A 1 cm de profundidad se alcanzaron picos superiores a los 300 °C durante apenas 2 ó 3 min, con temperaturas que superaron los 200 °C durante 12 min; a 2 cm la temperatura, solo superó los 100 °C, durante 8-9 min. La severidad del fuego se consideró baja-moderada (Armas-Herrera et al., 2016), lo que permite entender por qué provocó una pérdida solamente parcial de MO y únicamente en los **primeros cm superiores** del suelo, coincidiendo con observaciones presentadas en otros trabajos (San Emeterio et al., 2013). Este efecto tan concentrado en el primer centímetro del suelo

hubiera resultado indetectable si se hubiera muestreado en un mayor espesor de suelo, que hubiera podido conducir a un efecto de dilución de los impactos reales del fuego en las propiedades del suelo (Badía et al., 2014a).

En el caso de Zuera, se cogieron bloques de un suelo natural y se quemaron en laboratorio, con una humedad ambiental y del suelo menores. A 1 cm de profundidad (**Tabla 1**), se alcanzó un pico de temperatura media máxima de 293 °C, y se alcanzaron > 300 °C durante 3 min, con temperaturas superiores a los 200 °C durante 15 min; a 2 cm de profundidad la temperatura superó los 100 °C durante 29 min. Se alcanzaron en la capa 0-1 y 1-2 cm temperaturas medias superiores a las de Tella, aunque en la 2ª y en la 3ª, se observa un importante descenso de la temperatura, demostrando que el suelo es un mal conductor del calor (Souza, 2016). Ello explica los mayores efectos sobre la cantidad de MO del suelo que se detectan en este caso.

Tabla 1 : Temperatura media de 3 repeticiones, alcanzada en cada capa de suelo (0-1, 1-2 y 2-3 cm), durante el proceso de quema controlada de Zuera. Fuente: Souza (2016)

Variáveis		Superfície	0-1 cm	1-2 cm	2-3 cm
Temperatura máxima (°C)		937	293	133	78
Temperatura inicial (°C)		184	14	14	14
Temperatura final (°C)		152	131	138	74
Duração (min)	<100°C	2	10	13	35
	100-200°C	2	13	17	-
	200-300°C	6	12	9	-
	300-400°C	4	3	3	-
	>400°C	20	-	-	-

Cabe destacar, en este sentido, que numerosos autores coinciden en que el consumo sustancial de MO comienza, en el rango de 200 a 250°C (Giovannini, et al., 1988; Certini, 2005), que es precisamente el rango de temperaturas en el que se desarrollaron las quemas de Zuera y Tella.

En relación a la escasa propagación de los efectos del fuego por debajo del primer centímetro del suelo, Humphreys y Craig (1981) encontraron al estudiar los incendios en ecosistemas australianos que justo 1 mm bajo la superficie del suelo, la temperatura solo alcanzó los 200 °C, y a los 2-3 cm, ya no se notaban los efectos del fuego, porque la temperatura del suelo apenas excedía la temperatura ambiental. Por ello, destacamos una vez más que algunos estudios sobre los cambios producidos por el fuego en los suelos, aportan datos erróneos, debido a que se muestrea un grueso espesor de suelo, tal y como han apuntado otros autores (Mallik, et al. 1984; Badía et al. 2014 b).

Por debajo de **2 - 5 cm**, la temperatura del suelo es poco probable que ascienda de 200 °C, y bajo los **5 cm** rara vez supera los 100 °C (Úbeda & Outeiro, 2009). Esta evidencia justifica centrarse en los primeros cm de la capa superior del suelo (0-3 cm del horizonte Ah) al estudiar los efectos del fuego (Aznar et al., 2016).

Además, hay una serie de factores, que influyen en la evolución de la MOS tras un incendio, como son el tipo de suelo (Badía y Martí, 2003a; Martín et al., 2012), la composición del suelo, la comunidad vegetal cobertora o la disponibilidad de combustible (Pardini et al., 2004), la severidad e intensidad del fuego (Úbeda y Outeiro, 2009; Badía et al., 2011; Certini et al., 2011; Badía et al., 2014b) y la frecuencia (Guénou et al., 2013) y el historial de incendios en cada zona.

Nuestros resultados coinciden con numerosos estudios que demuestran la pérdida de MO, tras los incendios. Después de los fuegos se puede destruir casi totalmente la MO total y el C total del suelo con pérdidas significativas del **90-100 %**, en suelos calentados en sistemas cerrados de laboratorio, (Almendros et al., 1984b; Fernández et al., 1997; Badía & Martí, 2003b; González-Pérez et al. 2004) y fuertes disminuciones en el contenido de COT, poco después del incendio (Knicker et al., 2005). Además, se pueden producir menores disminuciones de COT, de carácter medible (Martín et al., 2012; Badía & Martí, 2003b). Dependiendo de la intensidad del incendio forestal, la quema usualmente disminuye las existencias de C total del suelo, especialmente al eliminarlo del horizonte O y reducir el COT de los primeros centímetros del horizonte Ah (Mataix-Solera et al., 2002; Certini et al., 2011; Aznar et al., 2016).

Otros trabajos, como se ha comentado con anterioridad, muestran aumentos de MO de hasta el **30%** en los horizontes superficiales, o incluso más (en el caso del COT) después de incendios moderados (Rashid, 1987; González-Pérez et al. 2004). Este aumento se debe a insumos externos, a través de aportes de necromasa forestal (Sánchez et al., 1994; Santín et al., 2008), sobre todo hojas secas y materiales parcialmente quemados en incendios de copas o redistribución de COT en el perfil (Chandler et al., 1983; González-Pérez et al. 2004; Kavdir et al., 2005; Badía et al, 2014a; Badía et al., 2014b). Este no es el caso de Zuera, donde se retiró la cobertera orgánica de los bloques antes de quemarlos, y tampoco el de Tella, donde se limpió la capa orgánica de los puntos de muestreo, antes de tomar las muestras post-incendio. De ahí que en nuestro caso, el efecto que detectamos es de una notable pérdida de MO.

Se han observado pérdidas de C orgánico total superiores al **50%**, en los 10 cm superiores de un Cambisol Húmico bajo bosque de pino después de un incendio forestal (Fernández et al., 1997, González-Pérez et al., 2004), estas pérdidas son similares al 40 % de Tella, sobre cambisol también.

Sin embargo, hay estudios con muestras, de un Cambisol calcáreo de un bosque de *Pinus halepensis* (**Tabla 2**), donde se observan las máximas reducciones (de un 82 %) de COT, después de un incendio forestal de alta intensidad (González-Pérez et al., 2004), esta cifra es similar a la del Cox total de Zuera.

Tabla 2: Características masivas de suelos afectados por incendios naturales y suelos vecinos inalterados. Fuente: González-Pérez et al. (2004)

Ref.	Soil type	Source	Vegetation	pH	C (g 100g ⁻¹)	C/N	Cation exchange (cmol _c kg ⁻¹)	Base saturation (cmol _c kg ⁻¹)
1	Dystric Xerochrept	Almendros et al., 1990	<i>Quercus rotundifolia</i>	4.8	1.4	16.0	10.0	2.9
1'	(burned)			6.2	1.5	12.0	18.0	5.5
2	Dystric Xerochrept	Almendros et al., 1988	<i>Pinus pinea</i>	5.7	3.0	12.0	24.6	14.3
2'	(burned)			6.7	4.0	11.0	40.2	29.2
3	Calcaric Cambisol	Tinoco, 2000	<i>Pinus halepensis</i>	6.9	21.3	14.5	70.6	49.7
3'	(burned)			8.7	3.9	12.0	13.5	13.5
4	Umbrihumic Umbrisol	Tinoco, 2000	<i>Pinus sylvestris</i>	4.6	6.9	14.5	23.5	2.14
4'	Epidystric Cambisol (burned)			5.7	6.4	8.0	41.2	4.0
5	Typic Xerochrept	González-Vila et al., 2002	<i>Pinus sp.</i>	6.1	3.9	18.6	nd	nd
5'	(burned)			6.8	8.6	15.6	nd	nd
6	Dystric Xerochrept	Almendros et al., 1984a	<i>Pinus pinea</i>	5.9	2.8	15.6	28.4	16.5
6'	(burned)			6.9	3.8	13.0	42.9	26.3

Otra serie de estudios más recientes, se pueden comparar más directamente e idóneamente con nuestras muestras de Zuera y Tella, porque (1) la toma de muestras se realizó en la misma zona o entorno; (2) porque se trata del mismo tipo de suelo (3) porque la profundidad muestreada es similar; o bien (4) porque la metodología de toma, tratamiento y análisis de muestras, y de estudio de resultados es parecida. Por cualquiera de estas razones y/o por todas a la vez son comparaciones muy pertinentes, y por tanto tienen un gran valor para estudiar el impacto del fuego sobre la MO del suelo, ya sea en un ambiente natural o en laboratorio. Estos estudios se sitúan, al igual que los nuestros en Zuera (3 estudios) y Tella (1 estudio).

Los suelos de Badía et al. (2014a), Badía et al. (2014b) y los de nuestra zona de Zuera pertenecen a la misma unidad: Rendzic Phaeozem (IUSS Working Group WRB, 2006). El suelo del estudio de Aznar et al. (2016) pertenece a la unidad Gypsic Haploxerept (SSS. Soil Survey Staff, 2010). El suelo de Tella se encuadra en la unidad Cambisol epiléptico. En los 4 estudios — menos en el de Aznar et al. (2016), que es Gypsic y calcáreo y en el suelo de Tella que es ócrico — el horizonte de diagnóstico Ah superficial es mólico. En las muestras de Zuera, el suelo estaba bajo pinar semiárido de *Pinus halepensis* y en la de Tella, bajo zona de pastos, con alta densidad de formaciones arbustivas de erizón con boj.

La metodología de toma de muestras en las quemadas de laboratorio fue similar. Los 6 bloques de suelo superficial, de los 3 estudios se cogieron de los montes de Zuera (Castejón de Valdejasa, Zaragoza). En el estudio de campo de Badía et al. (2014a) se tomaron muestras en 10 parcelas control de zonas adyacentes y en 10 de la zona incendiada una semana después del incendio, por la dificultad de transitar por terrenos, que acaban de ser afectados por el incendio. Sin embargo, ello probablemente afectó poco al contenido de MO en el suelo. La metodología de toma de muestras en Tella, ya ha sido explicado en el apartado de metodología, tomándose las muestras control en los mismos puntos, que después se quemarían, con lo que la comparabilidad entre muestras tomadas antes y después del fuego es mayor que en el estudio de Badía et al. (2014b).

En laboratorio se imitaron las condiciones propias de un incendio forestal de intensidad moderada, como el que se había producido en los montes de Zuera en 2008, que afectó a **2700 ha** de pinar (Badía et al., 2014a), y el 70 % de este área, sufrió una severidad del fuego de moderada-alta a alta, según el índice compuesto de quemas (Tanase et al., 2010). Las muestras en los 4 estudios se tomaron, tanto en los monolitos como en campo, a las mismas profundidades (horizonte O y 0-1 cm, 1-2 cm y 2-3 cm del horizonte Ah), aunque en el caso de nuestro estudio, no se analizaron muestras del horizonte O. La zona donde se tomaron los datos de Aznar et al. (2016), a diferencia de los otros 3 estudios de laboratorio, no tiene un historial reciente de fuegos forestales. En la zona de Tella donde se realizó una quema prescrita en ambiente natural, se tomaron las muestras control y las quemadas, para nuestro estudio de Tella y el de Armas-Herrera et al. (2016), al mismo tiempo.

La metodología para el análisis de laboratorio es similar para Badía et al. (2014b) y Aznar et al. (2016), donde el COT se midió después de eliminar los carbonatos con HCl 1 M. En Badía et al. (2014a) el COT se midió usando el método de **oxidación húmeda** (Nelson & Sommers, 1982), y en nuestro estudio de Zuera se usó también el método de oxidación en vía húmeda para el Cox y la **calcinación a 450°C** (para la MO) de Walkley & Black, citado por Page et al. (1982).

Tanto en nuestro estudio de Tella, como en el de Tella de Armas-Herrera et al. (2016), los suelos, la metodología de la quema prescrita, la toma de muestras, la metodología de laboratorio, todo es común, lo único es que se separaron distintas partes de la muestra para cada estudio.

En cuanto a las temperaturas, en Badía et al. (2014a), al tratarse de un incendio de severidad de moderada-alta a alta las temperaturas máximas pueden estar en torno a los **200-300 °C** (Gimeno-García et al., 2004; Badía et al., 2014a), y comparadas con un estudio de Santín et al. (2015b) sobre una quema o incendio experimental de copas de alta intensidad, (en fuego de cabeza ,8000 kW m⁻¹), que se encuentra en el rango típico para los incendios boreales de copas (de Groot et al., 2009; Santín et al., 2015b). En otro estudio de Santín et al. (2016), en el que se realizó un incendio experimental de alta intensidad la media de la temperatura máxima fue de **745°C** y durante 180 s se

alcanzaron **> 300 °C**, temperaturas muy superiores a cualquiera de los estudios de esta comparación.

En Badía et al. (2014b), en la quema de bloques se alcanzaron temperaturas medias de **250 °C**, muy similares a las de nuestra localidad de Zuera y a las de Aznar et al. (2016) a **1 cm de profundidad**, en el horizonte Ah. En la transición O-Ah se llegó a alcanzar los 500°C, mientras que a 2 cm, nunca se consiguieron los 100 °C, al contrario que en Aznar et al. (2016) donde se llegó a un máximo de 150°C en esta capa. La evolución de las temperaturas alcanzadas en la quema prescrita de Tella, ya han sido explicadas, antes en este mismo apartado.

El contenido de COT en Badía et al. (2014a, **tabla 3**) en las muestras control, sigue una tendencia progresiva de descenso en el perfil — como ocurre en Zuera —, con la secuencia **12,9 – 8,5 – 6,7 %**. Se encontró que el contenido de COT, fue significativamente inferior en las parcelas quemadas, con respecto a las no quemadas, a la profundidad de 0-1 cm, no siendo afectadas las capas inferiores. Estos resultados son muy similares, a los obtenidos en nuestro estudio de Zuera para el Cox total, pero la pérdida de C es de un **28 %**, muy inferior a nuestro estudio de Zuera e inferior al de Tella. Una posible causa de esta menor pérdida de C, podría ser la incorporación, en el tiempo transcurrido hasta la toma de muestras, de necromasa no carbonizada y de residuos parcialmente carbonizados, aunque debido a la intensidad del fuego, predominó la pérdida de COT por combustión frente a estas nuevas incorporaciones.

Tabla 3: Medias de las propiedades del suelo en lugares control (no quemados) y quemados (n = 10). Resultados del ANOVA de dos vías, según el sitio (S), profundidad (D) y la interacción entre ambos factores (S × D), una semana después del fuego. Fuente: Badía, et al. (2014a)

Depth	Site						Probability			
	Control			Burned			Standard error	Site	Depth	S × D
	0-1 cm	1-2 cm	2-3 cm	0-1 cm	1-2 cm	2-3 cm				
Soil properties										
Inorganic C (%)	5.3a	5.9ab	6.3b	6.0b	6.4b	6.5b	0.180	0.042	0.032	0.635
Organic C (%)	12.9b	8.5a	6.7a	9.3a	8.3a	6.4a	0.476	0.001	<0.001	<0.001
C/N ratio	19.6b	18.5a	17.4a	16.7a	18.7a	17.3a	0.507	0.007	0.108	<0.001
pH (1:1)	7.8b	7.6ab	7.6ab	7.8b	7.5a	7.6ab	0.038	0.865	0.033	0.629
EC 1:1 (dS m ⁻¹)	1.08a	0.95a	0.92a	3.16b	1.26a	0.99a	0.118	<0.001	<0.001	<0.001
Calcium (mg L ⁻¹)	184.9b	137.3a	122.7a	551.5c	187.8bc	117.6a	25.455	<0.001	<0.001	<0.001
Magnesium (mg L ⁻¹)	11.9a	10.7a	9.0a	73.6b	25.9ab	18.8a	6.006	0.001	0.014	0.024
Sodium (mg L ⁻¹)	39.1b	22.3a	19.8a	44.6b	25.8a	24.1a	2.568	0.189	<0.001	0.971
Potassium (mg L ⁻¹)	27.4a	22.3a	22.1a	138.1c	45.1b	37.1a	6.836	<0.001	<0.001	<0.001
Nitrate (mg L ⁻¹)	8.1b	3.5a	2.7a	21.8c	4.1a	2.3a	1.372	0.016	<0.001	0.006
Ammonium (mg L ⁻¹)	51.3c	5.6a	4.9a	124.0d	25.2b	11.0ab	3.450	<0.001	<0.001	<0.001
Phosphorous (mg kg ⁻¹)	54.1b	8.6a	7.1a	136.6c	41.2b	9.2a	5.757	0.001	<0.001	<0.001

Estos resultados son también coherentes con los realizados con los de Badía y Martí (2003b) y Terefe et al. (2008), en los que el contenido de COT de suelos calcáreos, calentados en laboratorio (a 250 °C), disminuyó un **20%**, mientras que cuando los Ah de esos mismos suelos alcanzan los 500°C, se puede llegar a perder hasta el 90 % (Aznar et al. 2016).

En Badía et al. (2014b), en la secuencia del suelo no quemado (**Tabla 4**) existe un gradiente de disminución con la secuencia **16,1 – 13,2 – 10,3 %**. La disminución observada de COT en la 1ª capa del horizonte Ah, al pasar de **16,1 %** al **11,4%**, fue solo marginalmente significativa (P=0,0874), a pesar de suponer un **30 %** de reducción (Tabla X), que representa una pérdida de C dentro de los mismos órdenes de magnitud que estamos viendo.

Tabla 4: El efecto del fuego sobre el carbono orgánico total (en %, p / p), a varias profundidades del suelo. El valor P indica las diferencias debidas al fuego (n = 3). Las diferentes letras en cada columna indican diferencias significativas a P < 0.05, entre las profundidades del suelo. Fuente: Badía et al. (2014b)

Soil horizons		Total organic carbon (%)		P-value
Control	Burned	Control	Burned	
O-horizon	Ashes	20.4 ± 2.5a	11.2 ± 3.7a	<0.001
	O charred		10.4 ± 0.6a	
Ah horizon	0–1 cm	16.1 ± 3.2ab	11.4 ± 1.0a	0.0874
	1–2 cm	13.2 ± 2.1b	12.2 ± 3.1a	0.5606
	2–3 cm	10.3 ± 1.6b	11.5 ± 1.1a	0.3097

Cabe destacar, en relación a la existencia o no de un efecto significativo del fuego a distintas profundidades, que en Zuera las pérdidas significativas de Cox total se producen en la 1ª capa, pero en las otras 2 capas el Cox total sigue disminuyendo, pero en menor proporción y de forma no estadísticamente significativa, lo que indica que los **efectos cuantitativos del fuego** en nuestras 2 localidades, llegan hasta la **profundidad 2-3 cm**, aunque cada vez más atenuados y originando una variabilidad entre réplicas menor que la variabilidad espacial .

En Aznar et al. (2016) el contenido de COT en el perfil de las muestras control, decrece también progresivamente, aunque las diferencias no sean significativas (**Tabla 5**), ya que el contenido de Cox es muy bajo en todas las capas, en comparación con los otros estudios; siendo una característica común a la mayoría de los suelos gypicos tienen un bajo contenido en COT. Tras la quema, se perdió el **50 %** del COT en la capa 0-1 cm del horizonte Ah, por la destrucción de los componentes orgánicos menos resistentes al calor. Esta pérdida es menor que la de Zuera y mayor que la de los estudios de Badía y que la de nuestro estudio de Tella. Vemos por tanto que aunque en términos absolutos las **pérdidas son superiores en los horizontes móllicos estudiados**, en términos relativos el horizonte gypico ócrico pierde más COT (Aznar et al., 2016), por ser este suelo mucho más pobre en MO.

Tabla 5: El efecto del fuego en las propiedades del suelo (COT, %) a diferentes profundidades (n= 3; media y desviación estándar). Los valores de P indican diferencias significativas debidas al fuego, para cada profundidad del suelo. Diferentes letras dentro de cada columna y tratamiento indican diferencias significativas (P < 0.05) entre las profundidades del suelo. Fuente: Aznar et al. (2016)

Soil property	Soil depth	Fire treatment		P-value
		Control	Burned	
Water repellency (ethanol %)	O horizon	28.0 ± 6.9 a	1.7 ± 2.9 a	0.004
	1 cm Ah	7.7 ± 4.6 b	0.0 ± 0.0 a	0.045
	2 cm Ah	4.5 ± 4.3 bc	0.0 ± 0.0 a	0.142
	3 cm Ah	0.0 ± 0.0 c	0.0 ± 0.0 a	—
Soil aggregate stability (%)	O horizon			
	1 cm Ah	88.8 ± 0.9 a	95.7 ± 1.0 a	0.007
	2 cm Ah	84.9 ± 5.4 a	89.5 ± 2.6 ab	0.500
	3 cm Ah	81.0 ± 6.3 a	85.5 ± 0.2 b	0.510
pH (1:2.5)	O horizon			
	1 cm Ah	7.7 ± 0.2 a	9.1 ± 0.3 a	0.002
	2 cm Ah	7.9 ± 0.1 a	7.9 ± 0.1 b	0.447
	3 cm Ah	7.9 ± 0.2 a	7.8 ± 0.2 b	0.793
Equivalent gypsum content (%)	O horizon			
	1 cm Ah	11.3 ± 3.8 a	3.3 ± 1.8 b	0.031
	2 cm Ah	10.0 ± 2.9 a	7.5 ± 3.7 ab	0.433
	3 cm Ah	12.5 ± 1.9 a	11.4 ± 2.0 a	0.528
Total inorganic C (%)	O horizon	1.40 ± 0.15 a	3.73 ± 0.45 a	<0.008
	1 cm Ah	3.50 ± 0.21 b	3.77 ± 0.43 a	0.604
	2 cm Ah	3.50 ± 0.06 b	3.53 ± 0.54 a	0.954
	3 cm Ah	3.20 ± 0.27 b	3.27 ± 0.23 a	0.869
Total organic C (%)	O horizon	19.8 ± 1.6 a	4.7 ± 1.32 a	0.002
	1 cm Ah	6.4 ± 0.61 b	3.1 ± 0.88 a	0.036
	2 cm Ah	4.9 ± 0.25 b	3.3 ± 0.84 a	0.136
	3 cm Ah	3.5 ± 0.95 b	2.7 ± 0.61 a	0.500

El trabajo de Armas-Herrera et al. (2016) del que nuestra parte referente al Cox y la MO totales puede considerarse un replicado analítico, corrobora el menor impacto del fuego en esta quema (**Tabla 6**). Recordemos, en este sentido, que la literatura, aporta estudios que informan de reducciones ligeras en el COT, cuando los incendios tienen baja intensidad y severidad, o incluso aumentos (Bodí et al., 2014) debidos al ya comentado aporte de necromasa tras el fuego.

Tabla 6: Valores medios del C orgánico total del suelo ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) y otras propiedades asociadas, a diferentes profundidades, antes e inmediatamente después de una quema prescrita. Las diferentes letras asociadas a un valor concreto indican diferencias significativas entre medias. Fuente: Armas-Herrera et al. (2016)

	0-1 cm		1-2 cm		2-3 cm	
	Unburned	Burned	Unburned	Burned	Unburned	Burned
Soil water content (%)	100 ± 32 a	74.5 ± 29 a	108 ± 46 a	78.6 ± 36 a	84.2 ± 39 a	59.0 ± 14 a
Total SOC ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	265 ± 40 a	147 ± 24 b	222 ± 28 a	135 ± 28 b	181 ± 34 a	107 ± 15 b
Total N ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	20.9 ± 2.9 a	15.9 ± 3.0 b	18.7 ± 5.1 a	13.5 ± 3.9 a	15.2 ± 4.6 a	11.1 ± 1.5 a
C/N ratio	12.7 ± 1.8 a	9.3 ± 0.9 b	12.1 ± 1.8 a	10.1 ± 0.5 b	12.1 ± 1.4 a	9.7 ± 0.1 b
Total C loss (% of SOC)	8.82 ± 2.2 a	7.25 ± 1.2 a	7.92 ± 1.4 a	7.11 ± 0.3 a	7.56 ± 1.9 a	4.83 ± 1.0 a
C-CO ₂ efflux ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$, average 141 days)	164.1 ± 44.5 a	76.0 ± 19.0 b	125.5 ± 34.5 a	67.8 ± 14.9 b	99.6 ± 43.6 a	37.2 ± 11.2 b
Coefficient of mineralization ($\text{mg} \cdot \text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{C}_{\text{org}} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.63 ± 0.16 a	0.51 ± 0.09 a	0.56 ± 0.10 a	0.50 ± 0.02 a	0.54 ± 0.14 a	0.34 ± 0.07 a
qCO ₂ ($\text{mg} \cdot \text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{C}_{\text{mic}} \cdot \text{h}^{-1}$)	0.44 ± 0.14 a	0.66 ± 0.60 a	0.44 ± 0.17 a	0.34 ± 0.12 a	0.48 ± 0.22 a	0.21 ± 0.11 a
Potentially mineralisable C ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	19.7 ± 14.4 a	4.34 ± 1.84 b	22.9 ± 23.4 a	3.51 ± 1.04 b	35.8 ± 47.5 a	2.29 ± 0.91 b
Mean residence time of the labile C (days)	61.2 ± 18.2 a	31.9 ± 12.1 a	103 ± 95.5 a	59.1 ± 31.6 a	164 ± 194 a	44.3 ± 22.8 a
Mean residence time of the recalcitrant C (years)	77.7 ± 114 a	8.32 ± 0.74 a	2.84 ± 8.76 a	7.88 ± 2.02 a	4.95 ± 6.22 a	19.9 ± 4.68 a
Microbial biomass C ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	15.9 ± 2.3 a	7.5 ± 4.7 b	13.1 ± 5.5 a	8.6 ± 2.2 a	8.9 ± 1.9 a	8.0 ± 3.2 a
K ₂ SO ₄ -extractable C ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	10.2 ± 1.1 a	8.1 ± 2.4 a	8.3 ± 2.0 a	5.6 ± 1.7 a	6.0 ± 2.3 a	4.1 ± 1.2 a
β-D-glucosidase activity ($\mu\text{mol} \cdot \text{PNP} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	32.2 ± 4.9 a	13.9 ± 4.6 b	24.5 ± 4.2 a	15.3 ± 8.5 a	20.6 ± 5.2 a	9.5 ± 1.2 b

En este sentido, Alexis et al. (2007) no reportaron diferencias significativas en el COT en la capa superficial del suelo (5 cm superiores) después de la quema prescrita de arbustos de roble en Florida (493 ° C en la superficie de la capa de residuos vegetales, < 100 ° C a 2.5 cm de profundidad del suelo), aunque en este caso podría superponerse también el efecto de dilución del impacto del fuego por haber muestreado una capa de 5 cm de espesor. Por su parte Úbeda et al. (2005) observaron incluso un aumento del COT a una profundidad de 0-5 cm, después de la quema prescrita de baja intensidad en pastizales mediterráneos, en el noreste de España (temperaturas superficiales del suelo <200 ° C).

6.2.2 MO y Cox NH's

En **Zuera**, el contenido de MO y el Cox NH's (**Figuras 13 y 15**) muestra un efecto notable del fuego en los 3 cm del perfil de profundidad, a diferencia de lo que sucedía con los contenidos totales de MO y Cox, donde el efecto solo se observaba en la capa 0-1 cm. El descenso mayor se presenta aún así en la 1ª capa, con un **~70 %** de reducción, parecido al **~ 80 %** de las fracciones totales en esta 1ª capa. En las 2 capas inferiores, en la MO NH se produce un descenso tras la quema del **~ 30 %**, mientras que el Cox NH, el descenso es del **~20%**. Por el contrario en **Tella**, la MO NH (**Figura 14**) se ve afectada solamente en el primer centímetro del suelo, con una pérdida del **40%**, y el Cox NH (**Figura 16**) en los dos primeros centímetros, con pérdidas del **43 y 49 %**, respectivamente.

Al igual que en las cantidades totales de MO y C, vamos a comparar los valores de nuestros estudios con los de la bibliografía. Ésta no cuenta apenas con estudios de proporciones no hidrolizables puras, sino más bien de MO o C pirolizables, comparables por tanto a la fracción no hidrolizable, ya que es una fracción muy estable.

En Badía et al. (2014b), al estudiar la evolución del contenido de C pirolizado (C pir) o pirógeno o NH (**Tabla 7**) — que se estimó por gravimetría diferencial (pesaje antes y después del tratamiento de pirólisis a 975°C, de muestras previamente tratadas a 500°C) —, antes del fuego se observa que disminuye progresivamente a lo largo del perfil de profundidad del horizonte Ah, como ocurre en Zuera y en Tella. En cambio la quema experimental de laboratorio invierte este gradiente, siendo el contenido de C pir más bajo en la capa 0-1 cm, incrementándose gradualmente con la profundidad. La quema disminuye significativamente el contenido de C pir, sobre todo en la capa 0-1 cm, en un **38 %**, cifra similar a la quema prescrita de Tella (pero inferior a la quema de nuestro estudio de Zuera), posiblemente debido a que las temperaturas de la quema prescrita de Tella y de esta quema de laboratorio fueron parecidas en la primera capa.

Tabla 7: El efecto del fuego sobre el carbono pirolizado (en %, p / p), a varias profundidades del suelo. El valor P indica las diferencias debidas al fuego (n = 3). Las diferentes letras en cada columna indican diferencias significativas a P < 0.05, entre las profundidades del suelo. Fuente: Badía et al. (2014b)

Soil horizons		Total organic carbon (%)			Pyrolyzed carbon (%)		
Control	Burned	Control	Burned	P-value	Control	Burned	P-value
O-horizon	Ashes	20.4 ± 2.5a	11.2 ± 3.7a	<0.001	45.3 ± 6.9a	10.4 ± 3.4d	<0.001
	O charred		10.4 ± 0.6a			13.6 ± 1.8cd	
Ah horizon	0–1 cm	16.1 ± 3.2ab	11.4 ± 1.0a	0.0874	29.8 ± 6.6b	18.5 ± 1.2bc	0.0360
	1–2 cm	13.2 ± 2.1b	12.2 ± 3.1a	0.5606	28.5 ± 3.0b	23.5 ± 0.9ab	0.0613
	2–3 cm	10.3 ± 1.6b	11.5 ± 1.1a	0.3097	26.7 ± 5.1b	27.4 ± 6.2a	0.8462

En Aznar et al. (2016), el contenido de C pirolizado se cuantificó por gravimetría diferencial. En la secuencia de C pir (**Tabla 8**) en las muestras control, no se observa gradiente en el perfil de profundidad, al contrario que Zuera y Tella, aunque ya se ha comentado anteriormente que en este caso se trata de un suelo con contenidos mucho menores de MO, lo que puede dificultar la apreciación de gradientes en diferencias de profundidad escasas.

En las muestras quemadas, se observa un claro efecto del fuego en la capa 0-1 cm del horizonte Ah, con una pérdida del **70 %** en el C pir, una cifra muy similar a la pérdida de Cox NH en Zuera. En la segunda capa, el descenso también es similar a Zuera (20 %), pero el efecto no ya no es significativo en Aznar et al. (2016). A pesar de ser 2 suelos diferentes, el fuego ha tenido un efecto muy parecido en esta fracción de la MO en la primera capa, posiblemente debido a las condiciones de temperatura y tiempo de calentamiento, a los que se han sometido las muestras.

Tabla 8: El efecto del fuego en las propiedades del suelo (C pirolizado, %) a diferentes profundidades (n= 3; media y desviación estándar). Los valores de P indican diferencias significativas debidas al fuego, para cada profundidad del suelo. Diferentes letras dentro de cada columna y tratamiento indican diferencias significativas (P < 0.05) entre las profundidades del suelo. Fuente: Aznar et al. (2016)

Soil property	Soil depth	Fire treatment		P-value
		Control	Burned	
Water repellency (ethanol %)	O horizon	28.0±6.9 a	1.7±2.9 a	0.004
	1 cm Ah	7.7±4.6 b	0.0±0.0 a	0.045
	2 cm Ah	4.5±4.3 bc	0.0±0.0 a	0.142
	3 cm Ah	0.0±0.0 c	0.0±0.0 a	—
Soil aggregate stability (%)	O horizon			
	1 cm Ah	88.8±0.9 a	95.7±1.0 a	0.007
	2 cm Ah	84.9±5.4 a	89.5±2.6 ab	0.500
	3 cm Ah	81.0±6.3 a	85.5±0.2 b	0.510
pH (1:2.5)	O horizon			
	1 cm Ah	7.7±0.2 a	9.1±0.3 a	0.002
	2 cm Ah	7.9±0.1 a	7.9±0.1 b	0.447
	3 cm Ah	7.9±0.2 a	7.8±0.2 b	0.793
Equivalent gypsum content (%)	O horizon			
	1 cm Ah	11.3±3.8 a	3.3±1.8 b	0.031
	2 cm Ah	10.0±2.9 a	7.5±3.7 ab	0.433
	3 cm Ah	12.5±1.9 a	11.4±2.0 a	0.528
Total inorganic C (%)	O horizon	1.40±0.15 a	3.73±0.45 a	<0.008
	1 cm Ah	3.50±0.21 b	3.77±0.43 a	0.604
	2 cm Ah	3.50±0.06 b	3.53±0.54 a	0.954
	3 cm Ah	3.20±0.27 b	3.27±0.23 a	0.869
Total organic C (%)	O horizon	19.8±1.6 a	4.7±1.32 a	0.002
	1 cm Ah	6.4±0.61 b	3.1±0.88 a	0.036
	2 cm Ah	4.9±0.25 b	3.3±0.84 a	0.136
	3 cm Ah	3.5±0.95 b	2.7±0.61 a	0.500
Pyrolyzed C (%)	O horizon	35.8±5.6 a	3.8±0.7 b	0.005
	1 cm Ah	12.6±1.9 b	4.1±0.7 b	0.014
	2 cm Ah	9.6±2.2 b	7.6±2.0 ab	0.447
	3 cm Ah	10.3±0.6 b	12.3±1.0 a	0.156

6.2.3 Recalcitrancia. Proporciones de MO y Cox recalcitrantes

En las muestras quemadas de Zuera, las proporciones de MO recalcitrante (**Figura 19**) y de Cox (**Figura 21**) recalcitrante tienen un valor en la capa 0-1 cm que llega al ~ **80 %** de la MO y el C totales, muy superior al valor medio de ~ **50%** de las capas inferiores del suelo quemado.

En Tella la recalcitrancia de la MO se mantiene invariable después del fuego a las 3 profundidades, siempre alrededor de un ~ **50%**, si se expresa en términos de C (**Figura 22**) y de un ~ **66-70%** en términos de MO (**Figura 20**).

Antes de comparar nuestras muestras con la bibliografía, es preciso saber qué es la **recalcitrancia** y porqué es importante. La recalcitrancia se relaciona con la calidad de la MO y selecciona los **compuestos orgánicos no hidrolizables** y, por lo tanto, con **mayor resistencia a la degradación**. Esta recalcitrancia se incluye dentro de los tres mecanismos principales de protección de la materia orgánica, esto es la **recalcitrancia o protección bioquímica** y la exclusión biótica que a su vez engloba dos grandes familias de procesos: (1) la adsorción a superficies e iones (protección química) y (2) la inclusión o encapsulamiento en microagregados (protección física) (Six et al., 2002; Mateo, 2013). La recalcitrancia bioquímica se relaciona con la complejidad molecular de la MO, que puede ser la propia del material vegetal del que procede la MO (recalcitrancia primaria) o adquirirse durante la transformación en el suelo (recalcitrancia secundaria). Mientras que la presencia de lignina o de lignocelulosa en el suelo podría ejemplificar la recalcitrancia primaria, el biochar o los restos de carbón en el suelo son ejemplos de secundaria (Lutzow et al., 2006).

La calidad de la MO, se puede relacionar con su accesibilidad para los microorganismos del suelo y, por lo tanto, con su contenido en materia orgánica inerte. Esta fracción está compuesta por compuestos orgánicos prácticamente no alterables por efecto de la actividad biológica del suelo, no hidrolizables (MO NH y C org NH), como por ejemplo, el **carbón en forma de carbón (char)** y el C en forma de **hollín-grafito** (soot-C, Rovira & Vallejo 2007), las partes más recalcitrantes a la degradación bioquímica, que normalmente se forman por la combustión de la MO en los incendios y de los combustibles fósiles. El hollín de grafito (soot-C) es MO que se ha gasificado durante el fuego, cuando se producen altas temperaturas, y que en su desplazamiento horizontal y vertical, al entrar en contacto con superficies más frías puede condensar.

En la mayoría de los horizontes A, el C char (carbón vegetal) representa **< 5 %** del COT. La fracción de hollín-grafito (soot-C) contabiliza en los horizontes A **< 2%** del COT. Por tanto son una parte muy pequeña en comparación con el resto de compuestos orgánicos NH.

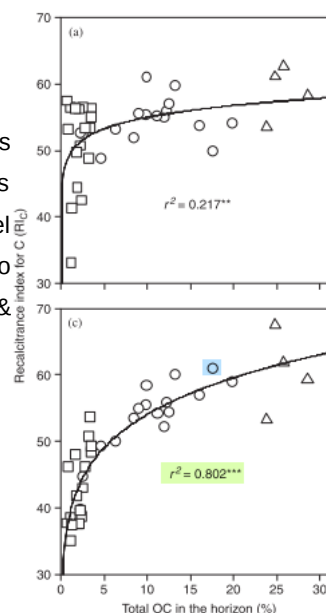
Uno de los problemas, en la literatura, para cuantificar el BC es la falta de especificidad en los procedimientos de análisis, ya que es necesario aislar el BC y oxidar el máximo de MOS hidrolizable, para obtener la cantidad más completa de BC, lo que Rovira y Vallejo (2007), intentaron resolver aplicando condiciones más duras de análisis (hidrólisis ácida con HNO₃, **2h a 105°C**), y que en nuestras muestras de Tella, nosotros aproximamos con **HCl y 18 h**.

Existe una elevada presencia del BC en la MOS, según los estudios reportados en las últimas décadas. En **Chernozems de Alemania**, por ejemplo, el C presente en forma de **BC** puede representar hasta el 45% del COT (Schmidt et al., 1999) del orden de lo que hallamos en Zuera antes de la quema, mientras que en **Chernozems negros de Canadá** puede representar hasta el 80% del C (Ponomarenko y Anderson, 2001), un valor que se aproxima mucho más a lo que hemos encontrado en Tella. Los **incendios forestales y las quemadas prescritas** pueden provocar el **aumento del contenido del BC**, en los horizontes H o A, donde normalmente, la MO es más joven, y donde se registra la mayor afectación por el fuego, aunque también pueden causar una importante

eliminación de este componente si el fuego alcanza una alta severidad. Eso es probablemente lo que ocurre en **Tella**, ya que con su historial de quemas, es explicable que haya una **elevada recalcitrancia de la materia orgánica** en la parte superior del Ah (ya en los suelos prefuego), que se reduce ligeramente con el fuego. Por el contrario, en Zuera las quemas de bloques generan una capa 0-1 cm con una alta recalcitrancia, similar a los chernozems de Canadá antes mencionados.

Es primordial saber el efecto que ejerce el fuego sobre la recalcitrancia de los compuestos orgánicos.

Figura 26: Índices de recalcitrancia del carbono (RIC), representados frente al C org total en el horizonte. Los puntos se han ajustado a las curvas parabólicas: (a) los valores de RIC, obtenidos por el método del ácido sulfúrico; y (c) valores de RIC, obtenidos por el método del ácido clorhídrico. Los círculos corresponden al horizonte A. Fuente: Rovira & Vallejo (2007)



En Rovira y Vallejo (2007), el **RIC (Figura 26)** aumenta en progresión logarítmica con respecto al **C org total** en el horizonte A (equivalente al horizonte Ah de nuestro estudio), con un valor medio entre el 50 y el 60 %. Estos valores están — en niveles antes de las quemas — entre los valores de Tella (por arriba, 65-70 %) y los de Zuera (por debajo, 45-50 %). En Tella hay un RIC alto y en Zuera más bajo, motivado como ya explicamos por el historial de quemas de Tella. Y en niveles después de la quema, en Zuera, están en la media de 1-3 cm, y muy por encima, de 0-1 cm; en Tella, en todas las profundidades, está dentro de la media. En general el **RIC disminuye con la profundidad**, y esto ya fue observado previamente por Joergensen & Meyer (1990) y Tan et al., (2004).

El fuego puede producir variaciones en los niveles de la MO del suelo, causando pérdidas en la misma (Badía et. al. 2014b) y transformándola en CO₂, a través del proceso de **oxidación por temperatura**, o por medio de la **formación de humus piromórfico**, o provocando roturas en las moléculas refractarias de la MO, por pirólisis a elevadas temperaturas. En estos procesos son importantes las **temperaturas** a las que son sometidos los diferentes componentes de la MO durante un fuego, de modo que según van aumentando las temperaturas de la combustión y se va incrementando su intensidad, ésta se va transformando.

Entre **130 – 190°C**, se producen cambios estructurales en biomacromoléculas como la celulosa y la lignina, que comienzan a degradarse; a temperaturas **por debajo de 200°C** es cuando empiezan los procesos de carbonización y de oxidación por temperatura; y alrededor de los **300°C** se ejercen cambios estructurales, principalmente las **descarboxilaciones (COOH)** en las macromoléculas de los suelos (AH y AF) y un aumento en la proporción de estructuras aromáticas nuevas (**neoformación** de compuestos orgánicos en forma ciclada o condensada, o la **alteración por polimerización** de precursores de compuestos hidrolizables o solubles), como el humus piromórfico.

A elevadas temperaturas y en ausencia de O₂, comienzan los procesos de pirólisis de MO y también se puede **acumular el BC**, a partir de **formas preexistentes de C** (De la Rosa et al., 2012) como la biomasa lignocelulósica (González-Pérez, et al., 2004; Almendros & González-Vila, 2012), lo que supuestamente, contribuye al secuestro a largo plazo de C y N en los suelos (González- Pérez et al., 2008; Knicker, 2007).

El **humus piromórfico** es una amplia variedad de materia orgánica constituida por macromoléculas reorganizadas — con sus cadenas alifáticas (carbohidratos o derivados de carbohidratos, es decir, constituyentes de O-alquilo, según Almendros et al. 1988) convertidas en cadenas aromáticas, más complejas —, que poseen baja capacidad de interacción coloidal. Tras los fuegos, se pueden producir entradas masivas en el ciclo del C del suelo, de humus piromórfico, que además de la aromatización de sus cadenas de C, tienen otras características, como la descarboxilación, la **condensación de sus estructuras** (tras la deshidratación), que le confieren un incremento de la resistencia a la

degradación biológica (González-Vila & Almendros, 2003; González-Pérez et al, 2004), y también a la degradación química húmeda o térmica en laboratorio (Almendros & González-Vila, 2012). Sin embargo también, hay evidencias de aumento, en este humus, de grupos con O₂ (**carboxilación**), tras calentamiento moderado, quizás por la aparición de reacciones oxidantes, durante o justo después del incendio (Knicker et al. 2006a); Almendros & González-Vila, 2012).

Por lo general, según los rangos de temperatura, la aromaticidad, varía. Por ejemplo a **350°C** durante **60 s**, los compuestos aromáticos aumentan en concentración, (Almendros & González-Vila, 2012). Esta situación se compararía a la situación de Tella, donde las temperaturas **cercanas a los 350 °C**, apenas se mantuvieron 1 o 2 min, por lo que predominó el agotamiento de los compuestos aromáticos de la MO y el C recalcitrantes, y no se produjo el aumento de aromaticidad de Zuera.

En cambio en condiciones de calentamiento severo en incendios forestales, en los que se producen pérdidas de peso **mayores del 40 %**, el aumento de las estructuras aromáticas es absoluto, en comparación con las muestras no quemadas (Almendros & González-Vila, 2012). Esto es lo que ocurrió en Zuera, con un aumento del RIMO (Índice de recalcitrancia de la MO) y del RIC, en la capa 0-1 cm del 30 %, asociado a unas pérdidas en esa 1ª capa del 80 %, en el contenido de la MO y el C totales, y del 70 % de la MO y el C NH's.

En Zuera, los valores de recalcitrancia de la MO eran algo más bajos con respecto a Tella y el fuego ha provocado, por lo general un aumento de recalcitrancia, sobre todo en la capa 0-1 cm, en la MO, y debajo de ésta se mantiene estable en el perfil de profundidad, mientras que en los valores del C recalcitrante, de partida claramente más bajos que en Tella, se ha producido también un importante aumento en la 1ª capa, y esta tendencia ha continuado en profundidad, aunque más atenuada.

En Tella, los valores iniciales de MO recalcitrante estaban en torno a ~50 %, y tras el fuego se han mantenido estables; los valores de recalcitrancia del C siendo altos antes del fuego, han descendido algo hasta los 2 cm, pero sobre todo en profundidad, manteniéndose en las 2 capas inferiores en los niveles de Zuera. Con todo esto, se observa que las 2 localidades han tenido un comportamiento diferente, en Zuera se ha formado MO y, sobre todo C recalcitrantes tras el fuego, y en Tella la recalcitrancia de la MO se ha mantenido estable, y la del C ha disminuido.

Otra serie de estudios nos pueden ayudar a explicar cual o cuales de los procesos — antes explicados, la formación de humus piromórfico, la oxidación por temperatura o la pirólisis por temperatura de MO recalcitrante —, predomina o de dan en los suelos afectados por el fuego en Zuera y Tella, así como la relación de estos procesos en la evolución de la recalcitrancia en cada una de las 2 localidades.

En Badía et al. (2014b) el fuego modifica fuertemente la composición estructural de la MOS ya sea destruyendo los pirolizados del suelo o transformándolos, especialmente en la capa orgánica (horizonte O) y en el **primer centímetro** del horizonte Ah (**Figura 27**). Las temperaturas medias de la quema en la capa 0-1 cm fueron similares en nuestro estudio de Zuera y en Badía et al. (2014b), como ya comentamos, sin embargo la pérdida de C pir es similar a la de Tella y muy inferior a la de Zuera.

Esto se puede explicar, porque en nuestro estudio de Zuera, se alcanzaron picos de temperatura máxima media superiores a los de Badía et al. (2014 b), por lo que si en este estudio ya se produjo un efecto muy fuerte, en la calidad de los pirolizados a 1 cm, en Zuera, se produjeron **2 efectos a la vez, pérdida cuantitativa de MO y C** por oxidación por temperatura, y **formación de humus piromórfico** (en poca cantidad) por los picos de temperatura media máxima alcanzados. Esto se explica porque siendo la recalcitrancia en Zuera, más baja que en Tella, su índice posterior al fuego aumenta, hay menos MO y C totales, pero respecto a éste casi todo lo que hay es una fracción no hidrolizable. Esto explica también porque **a 2-3 cm los efectos del fuego, son casi imperceptibles**, porque la temperatura del calentamiento apenas alcanzó los 100 °C ni en Zuera, ni en Badía et al. (2014b), debido a la mala conductividad calorífica del suelo mineral.

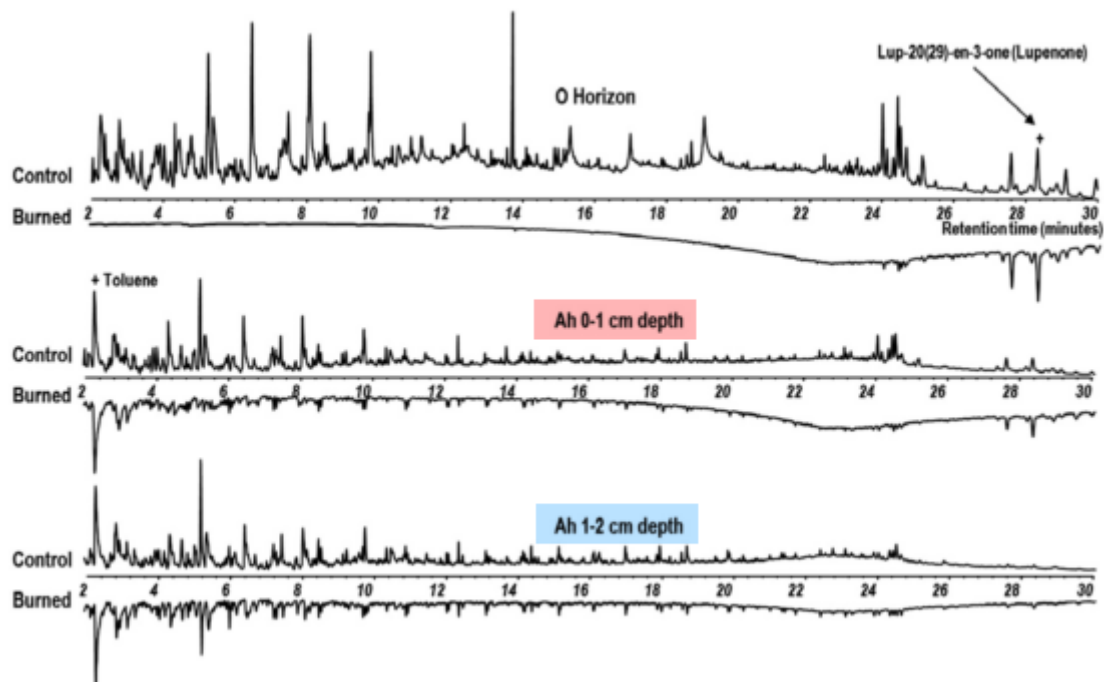


Figura 27: Cromatograma de iones totales de compuestos liberados después de realizar la pirólisis de todo el suelo (muestras control vs. Quemadas). Eje x: tiempo en min; eje y: abundancia relativa. Fuente: Badía et al. (2014b)

En **condiciones de laboratorio a temperaturas > 300-400 ° C** — como las de Zuera — todos los materiales desarrollan estructuras altamente aromáticas y sus características y propiedades se homogeneizan (Almendros et al., 2003; Keiluweit et al., 2010; Knicker, 2007), lo que coincide con nuestro estudio de Zuera, donde aunque hubo una pérdida de MO y C totales y NH's por oxidación, **predominó la formación de humus piromórfico**.

En las quemas de laboratorio, los suelos y materiales orgánicos se someten a temperaturas máximas constantes, durante muchos minutos e incluso horas (Ascough et al., 2008; Badía et al., 2014b; McBeath et al., 2015), por lo que es posible que estas condiciones prolongadas, provoquen una penetración destacada de calor y masa de los productos volátiles, propiciando que las transformaciones químicas avancen a temperaturas inferiores a las que se producen en incendios reales. Por ello en el estudio de Santín et al. (2016) se correlaciona **las temperaturas más altas y /o las duraciones de calentamiento prolongadas** (durante el incendio), con un **mayor grado de recalcitrancia térmica de la MO pir**. En Zuera se produjeron, menores temperaturas, pero un calentamiento más prolongado, aunque también hubo oxidación por temperatura, pero mayor duración hizo que a pesar de esta oxidación, se elevara la proporción de MO y C recalcitrantes. En Santín et al. (2016) se produjeron elevadas temperaturas durante menos tiempo, debido a esto se produjo pérdida por oxidación y también se formó C pir, pero en menor cantidad que en Zuera.

Por el contrario, en Tella, el fuego no alteró la MO recalcitrante, ni tampoco el C recalcitrante, el cual también se mantuvo relativamente estable, sobre todo en el primer cm, que fue el más afectado por el fuego. Como el contenido recalcitrante era ya alto en los niveles prefuego, después de la quema, aunque se oxidó MOS, por las temperaturas moderadas que se produjeron, también se formó **humus piromórfico**, estos efectos se contrarrestaron, probablemente, y por ello el resultado final fue de escasa variación en la recalcitrancia. Los compuestos orgánicos resistentes al calor, formados durante la quema como los **fenoles, esteroides e hidrocarburos aromáticos**, permanecen en este tipo de suelos que con frecuencia se queman (Guénon et al., 2013), o bien se forman nuevos (neoformación), por lo que los niveles, siempre permanecen relativamente altos, y así la recalcitrancia permanece estable.

6.2.4 Efectos generales sobre ciertas propiedades de la MO: secuestro de C en el suelo, fertilidad del suelo, estabilidad de los agregados del suelo (SAS) y repelencia al agua (WR)

Después de analizar los cambios que produce el fuego, en la cantidad y en la calidad de la MO y el C se ha observado que cuantitativamente, el fuego puede conducir a un agotamiento sustancial de las reservas de la MOS mediante, por ejemplo, la **combustión de horizontes orgánicos** (Kane et al., 2007) y en la parte superior del suelo mineral o la pérdida de este mismo mediante una mayor erosión posterior al fuego (Pingree et al., 2012; Santín et al. 2016). Los efectos cualitativos del fuego en la composición de la MOS van desde inapreciables, hasta la pérdida de componentes lábiles y el enriquecimiento de **formas recalcitrantes pirógenas** (González-Pérez et al., 2004).

En nuestro caso, tanto en Zuera como en Tella se ha producido una pérdida en la cantidad de la MO y cualitativamente, un incremento de la recalcitrancia en Zuera, mientras que en Tella se ha mantenido estable. Todos estos efectos, generalmente, siendo más significativos en el **primer cm** del horizonte Ah.

Después de un incendio forestal, en las capas superficiales, nos podemos encontrar con una mezcla heterogénea (biopolímeros alterados térmicamente), formada por 2 grandes grupos de MOS o **necromasa carbonizada**: (1) un **material similar al grafito**, compuesto principalmente por agrupaciones poliaromáticas altamente condensadas y de alta recalcitrancia al ataque microbiano (Knicker, 2007) y (2) una **fracción de MOS relativamente lábil**, con frecuencia formada por compuestos parcialmente pirolizados por efecto de la temperatura, propensa a la oxidación por la actividad microbiana (Knicker et al., 2013).

De estos 2 grupos depende el efecto de la MO sobre la fertilidad del suelo, es decir, qué porcentaje de cada uno de los 2, respecto a la MO total predomina en las capas superficiales, porque dependiendo de éste el suelo cumplirá o una función de fertilización u otra de captación de C.

En nuestros estudios, vamos a establecer las pérdidas de las 3 fracciones funcionales del Cox, la total, la lábil y la no hidrolizable (**Tabla 9**), en el primer cm para compararlas y tratar de descubrir, si después del fuego, en el suelo de cada una de las 2 zonas, predominará el efecto fertilización del suelo o el efecto captación de C en el suelo.

Tabla 9: Comparativa de las 3 fracciones funcionales (Total, lábil y no hidrolizable) del Cox en la capa 0-1 cm, respecto a las muestras control y quemada, con el cálculo del % de pérdida. El Cox lábil no se ha determinado, en nuestro estudio, pero se calcula como diferencia entre el Cox total y el Cox no hidrolizable. Fuente: elaboración propia.

Cox (g / kg)	ZUERA (0 – 1 cm)			TELLA (0 – 1 cm)		
	Control	Pérdida (%)	Quemado	Control	% pérdida	Quemado
Total	331,15	– 81	62,92	276,46	– 37	173,33
Lábil	162,46	– 92	13,81	83,03	– 23	63,79
No hidrolizable	168,69	– 71	49,11	193,43	– 43	109,54

En Zuera se pierde un **81 %** de Cox total y se pierde también mucho Cox NH, aunque algo menos (**71 %**), pero la fracción que más se pierde es la de C lábil, un **92 %**. Las 3 fracciones sufren altas pérdidas, por tanto **está en riesgo la fertilidad de este suelo** porque se ha perdido casi todo el C lábil, que es el que aprovechan los microorganismos y las plantas para su metabolismo, además aunque en Zuera ha aumentado la calidad de la MO y del C recalcitrantes, la gran pérdida de la fracción no hidrolizable hace también que el C recalcitrante, no sea un sumidero de que pueda captar mucho C, para que no se emita a la atmósfera. Por tanto, el efecto del fuego en este suelo, reduce la fertilidad y la capacidad de secuestro de C en cantidad, aunque no en calidad.

En Tella, la pérdida de Cox total tras el fuego es más reducida, un **37 %**, solo se pierde un **23 %** del Cox lábil y de Cox NH, es la pérdida mayor de las tres con un **43 %**. El C lábil a penas se pierde, por lo que este suelo tiene buenas condiciones de fertilidad tras el fuego. Su recalcitrancia era alta antes del fuego y después de este se mantiene relativamente estable, por lo que la calidad es buena para retener C, pero además en cantidad, también conserva buenas condiciones porque pierde mucha menos fracción hidrolizable que Zuera. Por ello, el fuego ha afectado menos a este suelo, no ha reducido mucho su fertilidad, y **conserva su capacidad relativa de captación de C**.

La MO cumple una labor esencial en el mantenimiento de la estructura del suelo, aportando estabilidad a los agregados del suelo y resistencia a la erosión. El fuego puede producir una disminución de esa estabilidad, al perderse MO. Además, después de un incendio forestal, la biomasa vegetal y la capa de hojarasca se convierten en cenizas, carbón y materia orgánica alterada por el fuego, que son parcialmente arrastradas por la escorrentía (debido a la repelencia al agua de las cenizas) y parcialmente incorporadas al suelo (Certini et al., 2011; Badía et al. 2014a).

En la **tabla 10**, se muestran los resultados de Badía et al. (2014 b), acerca de una quemas de intensidad moderada en un sistema cerrado de laboratorio. En el horizonte Ah (mólico), que tiene un alto contenido en MO y en carbonato cálcico, la WR (repelencia al agua) y el C pir disminuye en el primer cm, la SAS en los 2 primeros cm, y el COT no disminuye significativamente en el primer cm. Por debajo de 2 cm estas propiedades no se ven afectadas porque el fuego no ha ejercido efecto, por la baja conductividad térmica del suelo. Nuestra muestras de Zuera, al ser del mismo tipo de suelo y la quema similar, es lógico pensar que el efecto del fuego sobre la WR y la SAS, sea similar, pero solo coinciden en la disminución de C NH, en el primer cm, el COT no decrece en este estudio y sí el Cox total en el nuestro de Zuera.

Tabla 10: Profundidad del suelo afectada por la quema controlada del horizonte móllico: las cuadrículas remarcadas en naranja indican disminución de componentes y propiedades. Abreviaturas: WR, repelencia al agua; SAS, estabilidad del agregado del suelo; TOC, carbono orgánico total; PyC, carbono pirolizado; Alk, n-alquil serie (n-alcanos, alquenos), FAMEs, ésteres de ácido graso y metilo; FA, ácidos grasos (ácidos n-alcanoicos). Fuente: Badía et al. (2014 b)

Soil depth	Soil properties and organic compounds						
	WR	SAS	TOC	PyC	Alk	FAME	FA
O horizon							
Ah 0-1 cm							
Ah 1-2 cm							
Ah 2-3 cm							

En la **tabla 11**, se muestran los resultados del estudio de Aznar et al. (2016) en los que se observa que, la **repelencia del agua al suelo disminuye, la SAS aumenta significativamente, con la pérdida de COT, en el primer cm**. Aunque las condiciones de nuestro estudio de Zuera y las de este estudio sean similares en cuanto a temperatura de la quema, son diferentes en el tipo de suelo, lo que hace que en un suelo gypsico aumente la SAS, por la acción del calor sobre el yeso del suelo, que al deshidratarlo, forma una estructura sólida, que cumple la función de la escasa MO de estos tipos de suelos.

La SAS en nuestro estudio de Zuera debe disminuir posiblemente por la pérdida tan grande de Cox total y de C NH que se produce tras el fuego, en el **primer cm**, ya que se produce también este descenso en Badía et al. (2014b), con una menor pérdida de COT. Además la WR, disminuye, por lo que es lógico pensar que en nuestras muestras de Zuera, también disminuya a la luz de ciertos estudios, como los de Aznar et al. (2016) y Badía et al. (2014 b).

Tabla 11: Propiedades y componentes afectados, en el perfil de profundidad, después de una quema moderada de la capa superficial del horizonte Ah. Los datos en gris indican la profundidad del suelo afectada. Disminución (-); aumento (+); sin efecto significativo (=); no determinado (nd). Fuente: Aznar et al. (2016)

Soil property or component	Soil depth			
	O Horizon	1 cm Ah	2 cm Ah	3 cm Ah
Water repellency	-	-	=	=
Soil Aggregate Stability	nd	+	=	=
Gypsum	nd	-	=	=
pH	nd	+	=	=
Total Inorganic Carbon	+	=	=	=
Total Organic Carbon	-	-	=	=

En Tella, con la menor pérdida de Cox total y de Cox NH, que en Zuera, es probable que la SAS, no se vea tan reducida, además su recalcitrancia se mantiene estable, con lo que también contribuye a mantener una estructura con un C bastante estable por la recurrencia de los incendios. La WR del agua al suelo, no sabemos como se vería afectada, pero al ser un horizonte móllico como el de Zuera, es probable que se reduzca también.

6.2.5 Líneas futuras de estudio a seguir

Como ya hemos analizado la recalcitrancia aporta información sobre los efectos del fuego y la capacidad de los organismos para usar la MO, pero queda todavía mucho por investigar en este campo, aunque se está avanzando bastante. Sería muy interesante, que se ampliará información o que se investigaran otros aspectos relacionados con los efectos del fuego en la MO del suelo, como podrían ser:

- Progresar en los estudios realizando el seguimiento de los suelos post-fuego a escalas de tiempo más largas, 1, 2, 3 o 5 años tras el incendio o la quema prescrita.
- Investigar más detenidamente las sustancias implicadas en la transformación de la MO por el fuego.
- Analizar las relaciones de la recalcitrancia con más funciones del suelo aparte de la fertilidad o la capacidad de secuestro de carbono.
- Estudiar como evoluciona la longevidad de la MO pirogénica en el tiempo y si aporta propiedades beneficiosas para el suelo.

7. Conclusiones

7.1 Cantidad y calidad de MO y Cox en suelos control

1. En las 2 localidades las cantidades de MO y Cox, totales y no hidrolizables, siguen un gradiente decreciente con la profundidad, más pronunciado en Zuera y más atenuado en Tella, lo que se puede explicar por los distintos tipos de aportes de MO que recibe cada tipo de suelo y el efecto positivo de la **bioturbación** en Tella con respecto a Zuera. Además este gradiente también nos muestra que, la fracción NH va estrechamente ligada con la fracción total.

2. La proporción de C en la fracción NH de la MO en Tella supera a la de Zuera probablemente por la **incorporación de los restos carbonizados** de antiguas quemaduras, a lo largo del perfil de profundidad de la parte superficial del horizonte Ah.

7.2 Efectos del fuego sobre las cantidades totales de MO

3. Se produce una pérdida importante del 80 % de la MO en Zuera y del 40 % en Tella. La mayor pérdida en Zuera, posiblemente esté relacionada con la severidad de la quema y las mayores temperaturas alcanzadas. Los **efectos cuantitativos del fuego** en nuestras 2 localidades, llegan hasta la **profundidad de 2-3 cm**, aunque cada vez más atenuados.

4. La toma de muestras en capas finas del horizonte Ah, evita el efecto de dilución de los datos obtenidos en muestreos de capas más gruesas de suelos, y permite detectar claramente los efectos del fuego.

7.3 Efectos del fuego sobre la fracción no hidrolizable de la MO

5. En Zuera se muestra un efecto notable del fuego, que elimina una gran cantidad de la fracción NH en los 3 cm del perfil de profundidad, mientras que en Tella, esto solo ocurre en el primer o segundo cm según se mida como MO NH ó como Cox NH, respectivamente.

6. En Zuera la recalcitrancia experimenta un destacado incremento, de ~ 50 % a ~ 80 % en el primer cm del perfil, mientras que en Tella permanece invariable después del fuego, con valores más moderados.

7. La recalcitrancia de Tella se puede relacionar con el alto contenido prefuego, reportado también en Chernozems negros de Canadá, con un 80 % de carbono en forma de BC. Este alto contenido se puede deber al historial de quemas, que acumula compuestos recalcitrantes como el BC, en la parte superficial del horizonte Ah.

8. Tanto en Zuera, como en Tella, en el perfil de profundidad de los suelos quemados, la recalcitrancia disminuye con la profundidad, interpretamos que ello es porque, en Zuera se ha formado MO y, sobre todo C recalcitrantes tras el fuego, y en Tella los procesos de formación de humus piromórfico y de mineralización por temperatura han llegado a un equilibrio estable.

9. A la luz de estas conclusiones es necesario seguir investigando en los efectos del fuego en la MOS a más largo plazo y en un mayor espesor del suelo, y haciendo especial énfasis en los cambios en la recalcitrancia de la MO después de los incendios.

8. Bibliografía

Alados, C. L., Komac, B., Bueno, C. G., Gartzia, M., Escós, J., Gómez-García, D., ... Pueyo, Y. (2010). Modelización de la matorralización de los pastos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su relación con el cambio global. *Proyectos de Investigación En Parques Nacionales 2007-2010*, 101–123. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/266025176>

Alados, C. L., Nuche, P., Gartzia, M., Sáiz, H., Escós, J., Fillat, F., ... Pueyo, Y. (2011). Dinámica de la interacción pasto-arbusto y su efecto en la conservación de las comunidades vegetales alpinas del Parque Nacional de Ordesa y Monte perdido. *Proyectos de Investigación En Parques Nacionales: 2011-2014*, 77–105. Recuperado de http://www.mapama.gob.es/es/red-parques-nacionales/programa-investigacion/5-dinamicainteraccionpasto-arbusto_tcm7-437332.pdf

Alexis, M., Rasse, D., Rumpel, C., Bardoux, G., Pechot, N., Schmalzer, P., ... Mariotti, A. (2007). Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. *Biogeochemistry* 82 (2), 201–216. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-006-9063-1>

Almendros, G., & González-Vila, F. (2012). Wildfires, soil carbon balance and resilient organic matter in Mediterranean ecosystems: a review. *Spanish Journal of Soil Science*, 2(2). <https://doi.org/10.3232/SJSS.2012.V2.N2.01>

Almendros, G., Martín, F., & González-Vila FJ. (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)

Almendros, G., Polo, A., Ibáñez, J., & Lobo, M.C. (1984a). Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. I: Transformaciones del humus en un bosque de *Pinus pinea* del Centro de España. *Rev Ecol Biol Sol*, 21(1), 7-20. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Juan_Ibanez3/publication/255718058

Almendros, G., Polo, A., Lobo, M.C., e Ibañez J.J. (1984b). Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo: II. Transformaciones del humus por ignición en condiciones controladas de laboratorio. *Rev Écol Biol Sol*, 21, 154–160. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Juan_Ibanez3/publication/255711129

Armas-Herrera, C. M., Martí, C., Badía, D., Ortiz-Perpiñá, O., Girona-García, A., & Porta, J. (2016). Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. *Catena*, 147, 238–244. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.016>

Ascough, P.L., Bird, M.I., Wormald, P., Snape, C.E., & Apperley, D. (2008). Influence of production variables and starting material on charcoal stable isotopic and molecular characteristics. *Geochim. Cosmochim. Acta* 72, 6090–6102. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.10.009>

Aznar, J. M., González-Pérez, J. A., Badía, D., & Martí, C. (2016). At What Depth Are The Properties of a Gypseous Forest Topsoil Affected By Burning? *Land Degradation and Development*, 27(5), 1344–1353. <https://doi.org/10.1002/ldr.2258>

Badía, D., Aguirre, A.J., Martí, C., & Márquez, M.A. (2012). Sieving effect on the intensity and persistence of soil water repellency: a case study using different soil depths and soil types from NE-Spain. *Catena*, 108, 44-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2012.02.003>

Badía, D., González-Pérez, J. A., Aznar, J. M., Arjona-Gracia, B., & Martí-Dalmau, C. (2014b). 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. (2003a). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Res. Manag.* 17, 23–41. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/David_Badia2/publication/248986478_

- Badía, D., & Martí, C. (2003b). Effect of simulated fire on organic matter and selected microbiological properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management* 17, 55–69. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/David_Badia2/publication/279532638_
- Badía, D., Martí, C., Aguirre, A. J., Aznar, J. M., González-Pérez, J. A., De la Rosa, J. M., ... Echeverría, T. (2014a). Wildfire effects on nutrients and organic carbon of a Rendzic Phaeozem in NE Spain: Changes at cm-scale topsoil. *Catena*, 113, 267–275. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.08.002>
- Badía, D., Martí, C., & Charte, R., (2011). Soil Erosion and Conservations Measures in Semiarid Ecosystems Affected by Wildfires. In: S. Stanchi, & D. Godone (Eds.), *Soil Erosion Studies* (pp. 87–110). Rijeka, Croatia: InTech Europe. Retrieved from <http://cdn.intechopen.com/pdfs/23112.pdf>
- Badía, D y Souza, J (2016). Análisis del Perfil de Suelo de Tella. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza
- Bodí, M., Martin, D.A., Santin, C., Balfour, V., Doerr, S.H., Pereira, P., ... Mataix- Solera, J. (2014). Wildland fire ash: production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Rewieus*, 130, 103–127. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.12.007>
- Bruun, S., Jensen, E.S., & Jensen, L.S. (2008). Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Biochemistry* 39 (7), 839–845. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2008.04.020>
- C. Brady, N., & R. Weil, R. (2010). *Elements of the nature and properties of soils* (3th Edition). New Jersey, USA: Prentice Hall Edition (imprint of Pearson).
- Campo, J., Andreu, V., Gimeno-García, E., González-Pelayo, O., & Rubio, J.L. (2008). Medium term evolution of soil aggregate stability, organic matter and calcium carbonate of a Mediterranean soil burned at two different intensities. In: C. Dazzi, & E. Constantini (Eds.). *Advances in GeoEcology*, N°. 39' (pp. 329–334). Verlag Reiskirchen, Germany: Catena. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/215655615>

Cerdà, A., & Jordán, A. (2010). *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Cátedra de Divulgació de la Ciència, Universitat de València, Valencia, España.

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., 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. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706111002710>

Chandler, C., Cheney, P., Thomas P., Trabaud, L., & Williams D. (1983). *Fire in Forestry, vol. I: Forest fire behavior and effects*. New York, USA: Wiley.

Choromanska, U., & DeLuca, T.H. (2001). Prescribed fire alters the impact of wildfire on soil biochemical properties in a ponderosa pine forest. *Soil Science Society of America Journal* 65, 232–238. Retrieved from <http://dzumenvis.nic.in/Organic%20Farming/pdf/Prescribed%20Fire%20Alters%20the%20Impact.pdf>

Christensen, B.T. (1992). Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. In: Stewart, B.A. (Ed.), *Advances in Soil Science*, 20, 1–90. Retrieved from https://books.google.es/booksid=wQHABwAAQBAJ&pg=PA91&dq=Advances+in+Soil+Science+Volume+20&hl=es&sa=X&redir_esc=y#v=onepage&q=Advances%20in%20Soil%20Science%20-%20Volume%2020&f=false

De la Rosa, J.M., Faria, S.R., Varela, M.E., Knicker, H., González-Vila, F.J., González-Pérez, J.A., & Keizer, J.J. (2012). Characterization of wildfire effects on soil organic matter using analytical pyrolysis. *Geoderma* 191, 24–30. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.032>

Didier, L. (2001). Invasion Patterns of European Larch and Swiss Stone Pine in Subalpine Pastures in the French Alps. *Forest Ecology and Management*, 145, 67-77. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700005752>

Fernández, I., Cabaneiro, A., & Carballas, T. (1997). Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biol Biochem*, 29, 1–11. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.562.857&rep=rep1&type=pdf>

Gimeno-García, E., Andreu, E., & Rubio, J.L. (2004). Spatial patterns of soil temperatures during experimental fires. *Geoderma* 118, 17–38. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00167-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00167-8)

Giovannini G., Lucchesi S., & Giachetti, M. (1987). The natural evolution of burned soil: a three-year investigation. *Soil Sci*, 143, 220–226. Retrieved from <http://journals.lww.com/soilsci/Abstract/1987/03000>

Giovannini G., Lucchesi, S., & Giachetti, M. (1988). Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Sci* 146, 255–261 Retrieved from <http://journals.lww.com/soilsci/Abstract/1988/10000>

González-Vila, F.J., & Almendros, G. (2003). Thermal transformation of soil organic matter by natural fires and laboratory-controlled heatings. In: R. Ikan (Ed), *Natural and laboratory simulated thermal geochemical processes* (p. 153-200). Dordrecht, Holland: Kluwer Academic Publishing.

González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter--a review. *Environment International*, 30(6), 855–70. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>

González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., González-Vázquez, R., Arias, M.E., Rodríguez, J., & Knicker, H. (2008). Use of multiple biogeochemical parameters to monitor the recovery of soils after forest fires. *Org. Geochem.* 39, 940–944. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2008.03.014>

González Vázquez, R. (2011). Impacto de los Incendios Forestales en la Materia Orgánica de los Suelos. Universidad de Sevilla, Sevilla, España.

- 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, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.017>
- de Groot, W.J., Pritchard, J.M., & Lynham, T.J. (2009). Forest floor fuel consumption and carbon emissions in Canadian boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 367–382. Retrieved from http://www.glfrc.forestry.ca/VLF/Fire/Forest_floor_carbon_loss_CJFR_2009.pdf
- Guénon, R., Vennetier, M., Dupuy, N., Roussos, S., Pailler, A., & Gros, R. (2013). Trends in recovery of Mediterranean soil chemical properties and microbial activities after infrequent and frequent wildfires. *Land Degradation & Development* 24: 115–128. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.1109/full>
- Humphreys, F.R., & Craig, F.G. (1981). Effects of fire on soil chemical, structural and hydrological properties. In: A.M. Gill, R.H. Groves, & I.R. Noble, (Ed), *Fire and the Australian Biota* (p. 177–200). Canberra, Australia: Australian Academy of Science.
- IUSS Working group WRB. (2006). *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports (Nº. 103). Rome, Italy: FAO. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-a0510e.pdf>
- Joergensen, R.G. & Meyer, B.. (1990). Chemical change in organic matter decomposing in and on a forest Rendzina under beech (*Fagus sylvatica* L.). *Journal of Soil Science*, 41, 17–27. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00041.x/abstract>
- Kane, E.S., Kasischke, E.S., Valentine, D.W., Turetsky, M.R., & McGuire, A.D. (2007). Topographic influences on wildfire consumption of soil organic carbon in interior Alaska: implications for black carbon accumulation. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 112, 1–11. <http://dx.doi.org/10.1029/2007JG000458>
- Kavdir, Y., Ekinci, H., Yuksel, O., & Mermut, A.R. (2005). Soil aggregate stability and ¹³C CP/MAS-NMR assessment of organic matter in soils influenced by forest wildfires in Canakkale, Turkey. *Geoderma* 129 (3–4), 219–229. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.013>

- Keiluweit, M., Nico, P.S., Johnson, M., & Kleber, M. (2010). Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). *Environ. Sci. Technol.* 44, 1247–1253. <http://dx.doi.org/10.1021/es9031419>
- Knicker, H., Almendros, G., González-Vila, F.J., González- Pérez, J.A., Polvillo, O. (2006a). Characteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: a solid-state C-13 NMR study. *Eur J Soil Sci.* 57, 558-569. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2389.2006.00814.x/full>
- 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>
- Knicker, H., González-Vila, F.J., & González-Vázquez, R. (2013). Biodegradability of organic matter in fire-affected mineral soils of Southern Spain. *Soil Biol. Biochem.* 56, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.021>
- Knicker, H., González-Vila, F.J., & González-Vázquez, R. (2013). Biodegradability of organic matter in fire-affected mineral soils of Southern Spain. *Soil Biol. Biochem.* 56, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.021>
- Knicker, H., González-Vila, F.J., Polvillo, O., González, J.A., & Almendros, G. (2005). Fire-induced transformation of C- and N-forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under a Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster*). *Soil Biol. Biochem.* 36, 701–718. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.09.008>
- Lutzow, M. V., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., & Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426–445. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>

Madrigal, J., Hernando, C., Guijarro, M., Vega, J.A., Fontúrbel, T., & Pérez-Gorostiaga, P. (2010). Smouldering fire-induced changes in a Mediterranean soil (SE Spain): effects on germination, survival and morphological traits of 3-year-old *Pinus pinaster* Ait. *Plant Ecology* 208: 279–292. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-009-9705-1>

Mapa de situación del municipio de Tella-Sin. (2016). Recuperado de <http://www.turismoverde.es>

Mapa de situación del municipio de Zuera. (2016). Recuperado de <http://www.codigopostal.org/zuera-cp-50800/>

Mapas de situación de las localidades de Tella y de Zuera. (2016). Recuperado de: <https://www.google.es/maps>

Mallik, A.V., Gimingham, C.H., & Rahman, A.A., (1984). Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity surface soil. *J. Ecol.* 72, 767–776. Retrieved from http://www.jstor.org/stable/2259530?seq=1#page_scan_tab_contents

Martín, A., Diaz-Raviña, M., & Carballas, T. (2012). Short and medium term evolution of soil properties in Atlantic forest ecosystems affected by wildfires. *Land Degradation & Development* 23: 427–439. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.1078/abstract>

Mataix-Solera, J., Gómez, J., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., & Moral, R. (2002). Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire* 11, 107–114. Retrieved from <http://www.publish.csiro.au/WF/WF02020>

Mateo, N. (2013). *Evaluación de la capacidad de secuestro de carbono en dos suelos del Valle del Ebro mediante la aplicación de biochar: estabilidad de la materia orgánica*. Universidad de Zaragoza. Escuela Politécnica Superior, Huesca, España. Retrieved from <http://zaguan.unizar.es/record/11159/files/TAZ-TFG-2013-519.pdf>

McBeath, A., Wurster, C.M., & Bird, M.I. (2015). Influence of feedstock properties and pyrolysis conditions on biochar carbon stability as determined by hydrogen pyrolysis. *Biomass Bioenergy* 73, 155–173. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.12.022>

Montserrat, P., & Fillat, F. (1990). The Systems of Grassland Management in Spain. *Managed Grasslands*, 37–70. Retrieved from https://pedromontserrat.files.wordpress.com/2008/02/270_systems_grassland_spain_managed_grass_1990.pdf

Montserrat, P., & Villar, L. (1999). Consecuencias ecológicas del Abandono de tierras y de la despoblación rural. *Investigaciones Agrarias. Sistema y Recursos Forestales.*, 1, 135–141. Recuperado de <https://recyt.fecyt.es/index.php/IA/article/view/2764>

Nadal Romero, E. (2011). *Las áreas de cárcavas (badlands) como fuente de sedimento en cuencas de montaña: procesos de meteorización, erosión y transporte en margas del Pirineo Central*. Zaragoza, España: Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón

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

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2006). Actualizado a 2009. *Guía para la descripción de suelos* (4ª edición). Roma. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-a0541s.pdf>

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2006). 7. *Estructura del suelo*. Retrieved from http://www.fao.org/fishery/static/FAO_Training/FAO_Training/General/x6706e/x6706e07.htm

Ortiz-Perpiñá, O., Armas-Herrera, C. M., Martí, C., y Badía, D. (2015). *Erosión, calidad de suelos y secuestro de C en la recuperación de pastos del Pirineo oscense mediante quemas prescritas de erizón*. Huesca: Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza.

- Page, A. L., Miller, R.H., & Keeney, D.R. (1982). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological methods*. 2nd ed. Madison, Wisconsin: A.S.A. - S.S.S.A.
- Pardini, G., Gispert, M., & Dunjó, G. (2004). Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Science of the total Environment* 328: 237–246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.01.026>
- Parsons, A., Robichaud, P.R., Lewis, S.A., Napper, C. & Clark, J.T. (2010). *Field guide for mapping post-fire soil burn severity*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-243. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO. Retrieved from https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr243.pdf
- Pingree, M.R.A., Homann, P.S., Morrisette, & B., Darbyshire, R. (2012). Long and short-term effects of fire on soil charcoal of a conifer forest in Southwest Oregon. *Forests* 3, 353–369. <http://dx.doi.org/10.3390/f3020353>.
- Ponomarenko, E.V., & Anderson, D.W., (2001). Importance of charred organic matter in Black Chernozem soils of Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 81, 285–297. <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.4141/S00-075#.WhSUcZdrw6s>
- Porta, J., López-Acevedo, M., y Roquero, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente* (3^a Edición). Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- Rashid, G.H. (1987) Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant Soil* 1987, 103, 89–93. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/42936803>
- Rovira, P., & Vallejo, V.R. (1997). Organic carbon and nitrogen mineralization under Mediterranean climatic conditions: the effects of incubation depth. *Soil Biology & Biochemistry* 29, 1509–1520. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00052-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00052-7)
- Rovira, P. & Vallejo, V.R.(2002). Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma* 107, 109–141. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706101001434>

- Rovira, P., & Ramón Vallejo, V. (2007). Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(1), 202–215. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.021>
- Sánchez, J.R., Mangas, V.J., Ortiz, C., & Bellot, J. (1994). Forest fire effect on soil chemical properties and runoff,. In M. Sala, & J.L. Rubio (Eds) *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires* (pp. 53–65). Logroño, Spain: Geoforma Ediciones.
- San Emeterio, L., Múgica, L., Gutiérrez, R., Juaristi, A., Pedro, J., & Canals, R.M. (2013). Cambios en el nitrógeno edáfico tras la realización de quemas controladas para mejora de pastos pirenaicos. *Pastos* 43 (2), 44–53. Retrieved from <http://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/2947>
- Santín, C., Doerr, S. H., Merino, A., Bryant, R., & Loader, N. J. (2016). Forest floor chemical transformations in a boreal forest fire and their correlations with temperature and heating duration. *Geoderma*, 264, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.021>
- Santín, C., Doerr, S. H., Preston, C. M., & González-Rodríguez, G. (2015b). Pyrogenic organic matter production from wildfires: a missing sink in the global carbon cycle. *Global Change Biology*, 21(4), 1621–1633. <https://doi.org/10.1111/gcb.12800>
- Santín, C., Knicker, H., Fernández, S., Menéndez-Duarte, R., & Álvarez, M.Á. (2008). Wildfires influence on soil organic matter in an Atlantic mountainous region (NW of Spain). *Catena* 74, 286–295. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2008.01.001>.
- Schmidt, M.W.I., Skjemstad, J.O., Gehrt, E., & Kögel-Knabner, I. (1999). Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science* 50, 351–365. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2389.1999.00236.x/full>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155–176. Retrieved from http://www.plantsciences.ucdavis.edu/agroecology/staff/documents/PLS_CSAT.pdf

SSS. Soil Survey Staff. (2010). *Keys to soil taxonomy*. (11th ed). Washington, DC: USDA-Natural Resources Conservation Service. Retrieved from https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_050915.pdf

Souza, J. (2016). *Efeito da queima controlada sobre aspectos físicos, químicos e microbiológicos do solo*. Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro

Stevenson, F.J. (1994). *Humus Chemistry*. 2nd edition. New York: Wiley. Retrieved from https://books.google.es/booksid=7kCQch_YKoMC&printsec=frontcover&hl=es&source=gb_s_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false

Tan, Z.X., Lal, R., Izaurralde, R.C., & Post, W.M. (2004). Biochemically protected soil organic carbon at the North Appalachian experimental watershed. *Soil Science* 169, 423–433. Retrieved from http://journals.lww.com/soilsci/Abstract/2004/06000/BIOCHEMICALLY_PROTECTED_SOIL_ORGANIC_CARBON_AT_THE.3.aspx

Tanase, M., Pérez-Cabello, F., Riva, J., & Santoro, M. (2010). TerraSAR-X data for burn severity evaluation in Mediterranean forests on sloped terrain. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 48, 917–929. Retrieved from <http://ieeexplore.ieee.org/document/5256164/>

Terefe, T., Mariscal-Sancho, I., Peregrina, F., & Espejo, F. (2008). Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study. *Geoderma* 143, 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.018>

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>

Úbeda, X., & Outeiro, L. (2009). Physical and chemical effects of fire on soil. In: A. Cerdà, & P.R. Robichaud (eds), *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies* (pp. 105–133).: Boca Raton, Florida, USA: Science Publishers. CRC Press.

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29–38. Available from http://journals.lww.com/soilsci/citation/1934/01000/an_examination_of_the_degtjareff_method_for.3.aspx

Wan, S., Hui, D., & Luo, Y. (2001). Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecological Applications* 11, 1349–1365. Retrieved from <http://bomi.ou.edu/luo/old/pdf/fire.pdf>

Wehn, S., Pedersen, B., & Hanssen, S. K. (2011). A Comparison of Influences of Cattle, Goat, Sheep and Reindeer on Vegetation Changes in Mountain Cultural Landscapes in Norway. *Landscape and Urban Planning*, 102, 177- 187. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204611001708>

Anexos

Anexo I: Fotos análisis laboratorio



Foto 1 y 2: Muestras antes y después de secar a 60 °C



Foto 3 y 4: Muestras antes y después de la hidrólisis ácida



Foto 5 y 6: Proceso de hidrólisis ácida y proceso de filtración al vacío de muestra hidrolizada



Foto 7 y 8: Muestras preparadas para calcinar y preparación de muestras para analizar la textura del suelo de Tella

Anexo II: Tablas de descripción morfológica y datos analíticos del perfil de suelo de Tella

Tabla 12: Descripción morfológica de los horizontes del perfil de Tella (Ah1, Ah2, Bw1 y Bw2). Fuente: Elaboración propia a partir de Badía y Souza (2015).

Características	Ah1 (0-5 cm)	Ah2 (5-10 cm)	Bw1 (10-30 cm)	Bw2 (30-40 cm)
Estado de Humedad	Húmedo	Húmedo	Húmedo	Húmedo
Estado Redox	Oxidado	Oxidado	Oxidado	Oxidado
Color (Matriz del suelo)	- En seco: Gris parduzco (10YR 4/4) - En húmedo: negro (10YR 3/4)	- En seco: Pardo amarillento oscuro (2.5Y 5/6) - En húmedo: Pardo amarillento oscuro (10YR 3/4)	- En seco: Marrón (2.5Y 5/6) - En húmedo: pardo oscuro (10YR 3/5)	- En seco: Pardo pálido (2.5Y 5/6) - En húmedo: pardo amarillento oscuro (10YR 3/6)
Manchas	Inexistentes	Inexistentes	Inexistentes	Muy escasas, poco contrastadas
Elementos Gruesos	Pocos (5 % en volumen), margocaliza de tamaño de grava gruesas y cantos, de forma angular plana, con orientación horizontal, distribución regular	Pocos (5 % en volumen)	Pocos (<5%)	Frecuentes (15%), posible naturaleza caliza angular planos, con orientación horizontal, en planos
Textura al Tacto	Franca	Franco arcillosa	Franco arcillosa	Franco arcillosa
Estructura	Fuerte, granular, muy fina	Fuerte, granular, de fina a mediana	Fuerte, granular a bloques subangulares, de tamaño fino a mediano	Moderada, subangular, mediana
Compacidad	Poco compacto	Poco compacto	Poco compacto	Moderadamente compacto
MO	Abundante (10 %)	Abundante (5 %)	Abundante (3 %)	Poca (2%)
Actividad Biológica	Coprolitos	Abundante; galerías de lombrices rellenas y vacías	Frecuente; galerías de lombrices rellenas y vacías	Poca, galerías de lombrices rellenas y vacías
Actividad Antrópica	No aparente	No aparente	No aparente	No aparente
Raíces	Muy finas y abundantes	De finas a muy finas, abundantes	De muy finas a medianas, pocas	Medianas, muy pocas
Test de Campo (reacción de la matriz al HCl)	Nula	Nula	Nula	Negativa
Acumulaciones	Inexistentes	Inexistentes	Inexistentes	Inexistentes
Cementaciones	Matriz no cementada	Matriz no cementada	Matriz no cementada	Matriz no cementada
Revestimientos	Inexistentes	Inexistentes	Inexistentes	Inexistentes
Límite Inferior	Plano, muy abrupto	Plano, abrupto	Plano, neto	Plano, contacto lítico
Diagnóstico	Horizonte ochrico	Horizonte ochrico	Horizonte cámbico	Sin datos

Tabla 13: Datos analíticos perfil de suelo de Tella para los horizontes: Ah1, Ah2, AC y C). Fuente: Elaboración propia a partir de Badía y Souza (2015).

Propiedades	Ah1 (0-5 cm)	Ah2 (5-10 cm)	AC (Bw1, 10-30 cm)	C (Bw2, 30-40 cm)
Textura (%)				
AG	0,365	0,309	0,63	0,27
AF	22,636	22,079	21,83	18,59
L	31,55	33,65	31,01	33,72
A	41,60	41,00	49,50	50,70
Color	- Color seco: 10YR 4/4 - Color húmedo: 10YR 3/4	- Color seco: 2.5Y 5/6 - Color húmedo: 10YR 3/4	- Color seco: 2.5Y 5/6 - Color húmedo: 10YR 3/5	- Color seco: 2.5Y 5/6 - Color húmedo: 10YR 3/6
C org (g/kg)	69,77	34,08	26,34	20,06
C org (%)	6,98	3,41	2,63	2,01
MO (g/kg)	120,29	58,75	45,41	34,58
MO (%)	12,03	5,88	4,54	3,46
Carbonatos	-	-	-	-
pH H₂O	6,03	6,38	6,51	7,62
PH KCl	5,25	5,45	5,50	6,70
CE (μS/cm)	315	268	254	

Anexo III: Cuadro resumen del ANOVA de 2 factores

Tabla 14: Cuadro resumen del Anova de 2 factores de los resultados de Zuera y Tella para los parámetros totales, NH y proporciones. **T** es tratamiento, **P** es profundidad e **I** es la interacción entre el tratamiento y la profundidad.

PARÁMETRO	FACTOR	ANOVA 2 FACTORES				
		ZUERA			TELLA	
		F	p-valor		F	p-valor
MO Total	T	70,87	<0,0001		13,48	0,0032
	P	5,59	0,0192		3,22	0,076
	I	22,98	<0,0001		0,16	0,8575
Cox Total	T	68,28	<0,0001		11,64	0,0052
	P	5,67	0,0185		3,33	0,0706
	I	22,94	<0,0001		0,18	0,8349
MO NH	T	33,17	<0,0001		11,84	0,0049
	P	9,62	0,0032		3,45	0,0654
	I	11,46	0,0016		0,24	0,7931
Cox NH	T	43,77	<0,0001		24,01	0,0004
	P	10,13	0,0027		5,52	0,02
	I	19,8	0,0002		0,29	0,7564
Total: C / OM	T	1,8	0,2052		0,87	0,3694
	P	0,74	0,4994		0,734	0,5001
	I	0,56	0,5851		0,47	0,6366
MO Recalcitrante	T	8,5	0,013		1,03	0,3297
	P	13,06	0,001		4,98	0,0267
	I	8,4	0,0052		0,54	0,5944
C Recalcitrante	T	10,84	0,0064		18,11	0,0011
	P	6,38	0,0129		2,68	0,1093
	I	4,61	0,0327		0,47	0,6366
NH: C / OM	T	2,99	0,1095		8,84	0,0116
	P	6,69	0,0112		0,39	0,6862
	I	4,84	0,0288		1,13	0,3543