
EFFECTOS DE LOS BRIÓFITOS SOBRE LA HIDROLOGÍA LOCAL EN SUELOS QUEMADOS

TRABAJO DE FIN DE GRADO

Autor: Goodwill Estal Daries

Tutora: Vicky Arcenegui Baldó,

Minerva García Carmona

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente

Área de Geodinámica externa

Grado en Ciencias Ambientales

Facultad de Ciencias Experimentales

Curso: 2019-2020

Elche, septiembre de 2020



A Minerva por guiarme durante todo el proceso.

A Vicky por dedicarme tiempo hasta en sus vacaciones.

A Nuria por ayudarme en los momentos de bloqueo.

A Lily por animarme en los malos momentos.

Y a todas aquellas personas que me han permitido llegar hasta aquí.

¡GRACIAS!

RESUMEN

Los grandes incendios forestales son cada vez más frecuentes debido principalmente a la acumulación de combustible forestal y el cambio climático. Tras estos incendios, en los que se elimina la vegetación, el suelo queda desprotegido frente a cualquier agente erosivo, además los procesos hidrológicos pueden verse alterados. El desarrollo temprano de una costra biológica puede ser clave para evitar la pérdida de suelo en los primeros estadios tras el incendio. Tras siete meses del incendio de Beneixama, ocurrido el julio de 2019, se observa un incipiente desarrollo de la costra biológica dominada por musgo (*Funaria hygrometrica*). El objetivo de nuestro estudio es evaluar los efectos de la presencia de musgos sobre la hidrología de la zona afectada por el incendio. Se analizó la capacidad de infiltración, la hidrofobicidad y la estabilidad de agregados bajo diferentes cubiertas de suelo (suelo desnudo (SD), bajo musgo (M)). Nuestros resultados, en cuanto a la capacidad de infiltración, muestran una tendencia a encontrar valores mayores en M, lo que puede evitar la erosión provocada por la esorrentía superficial y acelerar la recuperación del ecosistema. En cuanto a la hidrofobicidad, encontramos valores significativamente superiores en M lo que puede ser fundamental para la propagación de estos musgos. Por último, la presencia de musgo no ha provocado un incremento en la agregación total de suelo; el porcentaje de agregados estables es superior en SD, aunque esto puede estar relacionado con la pérdida de agregados menos estables. Para conocer de forma más completa la importancia de los musgos en la recuperación de ambientes perturbados será necesario hacer un estudio a medio y largo plazo teniendo en cuenta las características de cada zona.

Palabras clave: incendio forestal, costra biológica, musgo, capacidad de infiltración, hidrofobicidad, agregados estables.

ABSTRACT

Large wildfires are becoming more frequent mainly due to forest fuel accumulation and climate change. After these fires, in which vegetation is removed, the soil is unprotected against any erosive agent, in addition the hydrological processes can be altered. Early development of a biological crust can be key to prevent soil loss in the early stages after the fire. After seven months of the Beneixama fire, which occurred in July 2019, there is an incipient development of the moss-dominated biological crust (*Funaria hygrometrica*). The objective of our study is to assess the effects of the presence of mosses on the hydrology of the area affected by the fire. The infiltration capacity, hydrophobicity and stability of aggregates under different floor coverings (naked soil (SD), low moss (M)) were analyzed. Our results, in terms of infiltration capacity, show a tendency to find higher values in M, which can prevent erosion caused by surface runoff and accelerate ecosystem recovery. As for hydrophobicity, we find significantly higher values in M which may be fundamental to the spread of these mosses. Finally, the presence of moss has not led to an increase in total soil aggregation; the percentage of stable aggregates is higher in SD, although this may be related to the loss of less stable aggregates. To know more fully the importance of mosses in the recovery of disturbed environments it will be necessary to do a medium and long-term study taking into account the characteristics of each area.

Keywords: wildfire, biological crust, moss, infiltration capacity, hydrophobicity, stable aggregates.

LISTADO DE FIGURAS Y TABLAS

Figuras

- **Figura 1:** evolución de la superficie media anual afectada por grandes incendios, 1968-2015. Fuente: López-Santalla y López-García. En las últimas décadas la superficie afectada por incendios forestales se ha incrementado notablemente. (Página 9)
- **Figura 2:** formación de una capa hidrófoba por el paso de un incendio forestal. El fuego puede inducir la hidrofobicidad en el suelo por la vaporización de compuestos orgánicos procedentes de la combustión de la materia orgánica y su posterior condensación en la zona del perfil donde se registre una temperatura cercana a los 300 °C. Fuente: Mataix-Solera y Guerrero, 2007. (Página 11)
- **Figura 3:** zona afectada por el incendio de Beneixama de julio de 2019. Imagen y datos georreferenciados obtenidos del Instituto Geográfico Valenciano. Composición realizada con Qgis. (Página 14)
- **Figura 4:** mapa de la zona de estudio. Imagen y datos georreferenciados obtenidos del Instituto Geográfico Valenciano. Composición realizada con Qgis. (Página 17)
- **Figura 5:** climograma de Beneixama. Datos extraídos de Climate-data.org. (Página 18)
- **Figura 6:** mapa litológico de la zona afectada por el incendio de Beneixama de julio de 2019. Imagen y datos georreferenciados obtenidos del Instituto Geográfico Valenciano. Composición realizada con Qgis. (Página 18)
- **Figura 7:** detalle de suelo cubierto por *Funaria hygrometrica*. Foto: Jorge Mataix-Solera (2018). (Página 19)
- **Figura 8:** paisaje de la zona de estudio. Fotos: (izquierda) Jorge Mataix-Solera (2020), (derecha) Minerva García-Carmona (2020). (Página 20)
- **Figura 9:** esquema de la distribución de las parcelas y de los puntos de muestreo establecidos. (Página 21)
- **Figura 10:** A) Quadrat utilizado en las mediciones de cobertura de musgo. Foto: Minerva García-Carmona (2018). B) Muestreo de la cobertura de vegetación con quadrat de 25 x 25 cm. Foto: Minerva García-Carmona (2020). (Página 21)
- **Figura 11:** Mini Disk Infiltrometer durante una medición en campo. Foto: Jorge Mataix-Solera (2020). (Página 22)
- **Figura 12:** comparativa de agregados totales (AT) y agregados estables (AE) para las diferentes cubiertas de suelo (SD = suelo desnudo, M = suelo cubierto por musgo). (*) Los conjuntos presentan diferencias significativas ($p < 0,05$). (Página 25)
- **Figura 13:** comparativa de la conductividad hidráulica (k) para las diferentes cubiertas de suelo (SD = suelo desnudo, M = suelo cubierto por musgo). Los conjuntos no presentan diferencias significativas. (Página 26)
- **Figura 14:** comparativa de la repelencia al agua, expresada en el tiempo que tarda una gota de agua en infiltrar, para las diferentes cubiertas de suelo (SD = suelo desnudo, M = suelo cubierto por musgo). (*) Los conjuntos presentan diferencias significativas ($p < 0,05$). (Página 27)

Tablas

- **Tabla 1:** condiciones climatológicas reinantes el 15 de julio de 2019, día en el que se produjo el incendio. Los datos fueron registrados por las tres estaciones meteorológicas más cercanas al punto de ignición del fuego, todas ellas a una distancia aproximada de 4 kilómetros. Las estaciones de Fontanar (gasolinera) y de La Zafra (Villena) están situadas al norte, mientras que la de Beneixama (poble) se encuentra al sur. Estaciones asociadas a AVAMET. (Página 15)
- **Tabla 2:** Episodios de lluvia intensa tras el incendio de Beneixama. El primero sucedió del 10 al 16 de septiembre de 2019, y el segundo del 19 al 23 de enero de 2020. Precipitación registrada por las estaciones más cercanas a la zona afectada por el incendio. (Página 16)
- **Tabla 3:** Intervalos de clase de tiempo de penetración de gota de agua (WDPT) en segundos y clasificación de repelencia asociada. Bisdom et al. (1993). (Página 24)

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	pág. 8-14
1.1. Problemática de los incendios forestales.....	8
1.2. Efectos de los incendios forestales en la hidrología de los suelos.....	9
1.3. Tratamientos post incendio.....	11
1.4. Costras biológicas.....	12
1.5. Costras biológicas tras incendios forestales.....	13
2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS.....	pág. 14-16
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	pág. 17-25
3.1. Descripción de la zona de estudio.....	17
3.1.1. Localización.....	17
3.1.2. Clima.....	17
3.1.3. Geología y Geomorfología.....	18
3.1.4. Vegetación.....	19
3.1.5. Paisaje.....	20
3.2. Diseño experimental y análisis.....	20
3.2.1. Diseño experimental.....	20
3.2.2. Análisis de campo.....	21
3.2.2.1. Cobertura de musgo.....	21
3.2.2.2. Velocidad de infiltración.....	22
3.2.2.3. Repelencia al agua.....	23
3.2.3. Análisis de laboratorio.....	24
3.2.3.1. Estabilidad de agregados.....	24
3.2.4. Análisis estadísticos.....	25
4. RESULTADOS.....	pág. 25-27
4.1. Cobertura de musgo.....	25
4.2. Agregados estables.....	25
4.3. Velocidad de infiltración.....	26
4.4. Repelencia al agua.....	27
5. DISCUSIÓN.....	pág. 27-29
6. CONCLUSIONES.....	pág. 29-30
7. PROYECCIÓN FUTURA.....	pág. 30
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	pág. 31-36

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Problemática de los incendios forestales

A lo largo de la historia, el fuego ha estado muy presente en los ecosistemas mediterráneos (Bodí et al., 2012). Los incendios forestales son un elemento natural en este tipo de ecosistemas y han jugado un papel fundamental en la evolución de su estructura y composición, favoreciendo el desarrollo de las especies más adaptadas (Naveh, 1975). Los principales mecanismos de resistencia al fuego son el rebrote y la germinación; el primero lo presentan especies como *Quercus suber* o *Quercus coccifera* que poseen gruesas cortezas que protegen las yemas o meristemas y permiten el rebrote tras el paso del fuego; en el segundo grupo se incluyen, entre otras, multitud de especies del género *Pinus* sp cuyas semillas son resistentes al fuego e incluso este estimula su germinación permitiendo su crecimiento en un entorno con abundantes nutrientes y sin apenas competencia (Lloret y Zedler, 2009; Bodí et al., 2012). Para que ocurra tanto el rebrote como la germinación se deben dar unas determinadas condiciones ambientales. Además, el rebrote se producirá si la planta presenta unas adecuadas reservas nutricionales; en el caso de la germinación, se dará si la planta cuenta con un banco de semillas lo suficientemente amplio. De esta manera, cabe destacar que estas adaptaciones son altamente dependientes del régimen de incendios (Lloret y Zedler, 2009). Además, el fuego no solo ha estado presente de manera natural, sino que el ser humano aprendió a manejarlo y lo ha utilizado de manera asidua para regenerar pastos, crear espacios abiertos, cazar, defenderse, etc., siendo una herramienta muy útil en la gestión del medio natural (Howell, 1979). Sin embargo, actualmente, el fuego supone un problema y está percibido por la sociedad como una amenaza (Mataix-Solera y Cerdá, 2009). Esto se debe a un cambio en el modo de vida de la población que ha provocado una alteración en el régimen de incendios, es decir, la periodicidad con la que se producen y las características de estos. Cuando los incendios se vuelven más recurrentes o son más intensos pueden superar la resiliencia del ecosistema y provocar en él cambios irreversibles (Bodí et al., 2012).

En España, así como en otros países del sur de Europa, se produjo, en la década de los 60, un cambio muy rápido en el modelo industrial que llevó al éxodo rural, el abandono de los campos de cultivo y los pastos, y el cambio en el modelo energético (de las leñas a los combustibles fósiles). Como consecuencia se incrementó la superficie y el combustible forestal por la recolonización de las zonas abandonadas y el menor aprovechamiento de la madera (Naredo, 2004). De esta manera, desapareció el paisaje en mosaico que predominaba hasta el momento, lo que supone un aumento de la continuidad del combustible y una reducción de la biodiversidad favoreciendo la propagación de los incendios de alta intensidad (Plana et al., 2016). Además, las políticas de gestión del monte, llevadas a cabo en las últimas décadas, basadas en la reforestación monoespecífica, la supresión

del fuego como herramienta de gestión y grandes inversiones para mejorar la capacidad de extinción de incendios han favorecido el aumento y acumulación del combustible provocando la aparición de grandes incendios forestales que son incapaces de controlar y provocan cuantiosos daños ecológicos, materiales e incluso humanos (Mataix-Solera y Cerdà, 2009). Todo esto ha llevado a una fuerte distorsión del régimen natural de incendios. Según un informe de Greenpeace España del año 2014, el número de incendios forestales está muy por encima del esperable en condiciones naturales, sin embargo, la superficie afectada es cinco veces inferior, lo que se traduce en ciclos medios de renovación de la vegetación por encima de lo esperable y por lo tanto se produce la acumulación del combustible propiciando el desarrollo de incendios de gran intensidad que son incontrolables y devastadores. Por otra parte, el cambio climático ha contribuido en el incremento de este tipo de incendios en las últimas décadas y se espera que lo haga aún más en el futuro cercano (Pausas, 2004; Halofsky, et al., 2020).

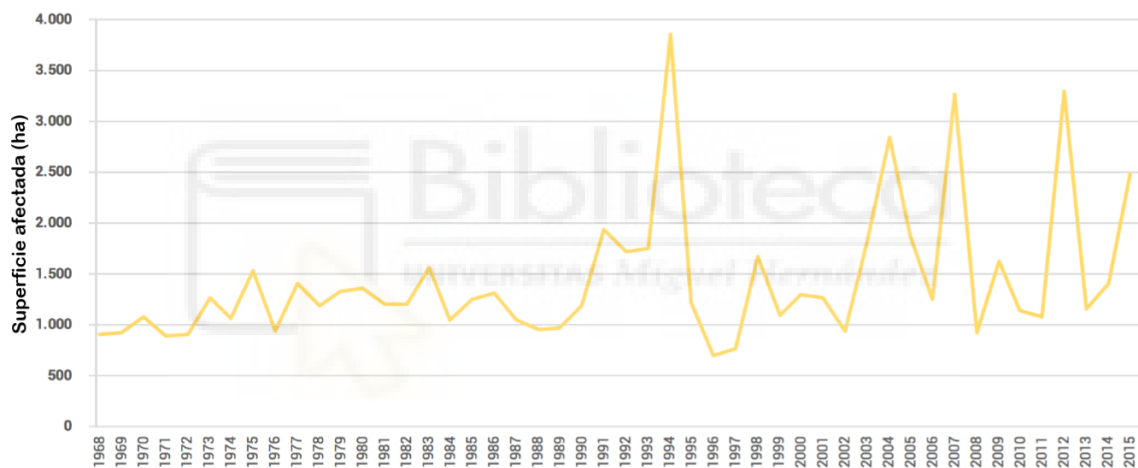


Figura 1. Evolución de la superficie media anual afectada por grandes incendios, 1968-2015. Fuente: López-Santalla y López-García. En las últimas décadas la superficie afectada por incendios forestales se ha incrementado notablemente.

1.2. Efectos de los incendios forestales en la hidrología de los suelos

Los incendios forestales pueden llegar a provocar una serie de efectos directos e indirectos sobre el suelo; los primeros se producen como consecuencia del calentamiento, mientras que los segundos son el resultado de las nuevas condiciones microclimáticas que predominan tras la eliminación de la cubierta vegetal y la adición de la capa de cenizas (Bodí et al., 2012). Estos cambios, tanto directos como indirectos, afectan en gran medida a la hidrología de los suelos.

En primer lugar, uno de los parámetros que más influye en los procesos hidrológicos del suelo es el grado de estabilidad de los agregados, siendo aún más importante tras un incendio ya que se ha eliminado parte o la totalidad de la vegetación y el suelo queda descubierto y expuesto a cualquier proceso erosivo (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). La presencia de agregados estables

permite al suelo mantener una buena estructura y favorece la infiltración y la retención de agua a la vez que evita la pérdida de suelo (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). El porcentaje de agregados estables está fuertemente influenciado por el contenido de materia orgánica (Mataix-Solera, 1999). En los incendios de superficie de alta intensidad, donde se alcanzan elevadas temperaturas, se produce la combustión de parte de la materia orgánica por lo que se reduce sobre los primeros centímetros de suelo. Esta reducción de materia orgánica se traduce en una menor estabilidad de los agregados y por consiguiente el suelo se vuelve más erosionable (Mataix-Solera, 1999; Cerdà y Robichaud, 2009). Cuando los agregados se vuelven menos estables el suelo es más susceptible a perder su estructura y compactarse por el impacto de las gotas de lluvia y de esta manera se reduce notablemente su porosidad (Mataix-Solera, 1999). Esta reducción en la porosidad tiene importantes implicaciones en la hidrología del suelo ya que provoca una disminución en la capacidad de infiltración y en la capacidad de retención hidráulica generando mayores escorrentías superficiales y, por tanto, mayores tasas de erosión (Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

Por otro lado, una de las propiedades que más influye en la hidrología de los suelos es el carácter hidrófobo/hidrófilo que estos presenten. Cuando un suelo es hidrófobo el agua queda retenida en su superficie retrasando la infiltración (Doerr y Shakesby, 2009). En función del grado de hidrofobicidad del suelo el agua tardará más o menos en infiltrar, esto es, a cuanto mayor sea la hidrofobicidad más tiempo tardará el agua en comenzar a infiltrar. En un suelo con un alto grado de repelencia al agua se reduce la infiltración y aumenta la escorrentía superficial lo que puede desencadenar problemas de erosión (Imeson et al., 1992). La principal causa por la que los suelos presentan hidrofobicidad es la presencia de sustancias hidrófobas sobre su superficie o en su matriz (Doerr y Shakesby, 2009). Los compuestos que propician el desarrollo de repelencia al agua son principalmente hidrocarburos alifáticos y compuestos anfifílicos que están presentes de forma natural en el medio debido al aporte de restos orgánicos o a partir de los exudados de las raíces entre otros orígenes (Doerr et al., 2000; Doerr y Shakesby, 2009). Es por ello por lo que no es una propiedad exclusiva de las zonas quemadas, pero es muy frecuente que se desarrolle tras los incendios ya que el fuego provoca la volatilización de estos compuestos y una parte de ellos se desplaza siguiendo el gradiente térmico hacia el interior del suelo, sobre los primeros centímetros, donde la temperatura es menor y allí condensan sobre la superficie de las partículas minerales de suelo haciéndolo repelente al agua (Doerr et al., 2006).

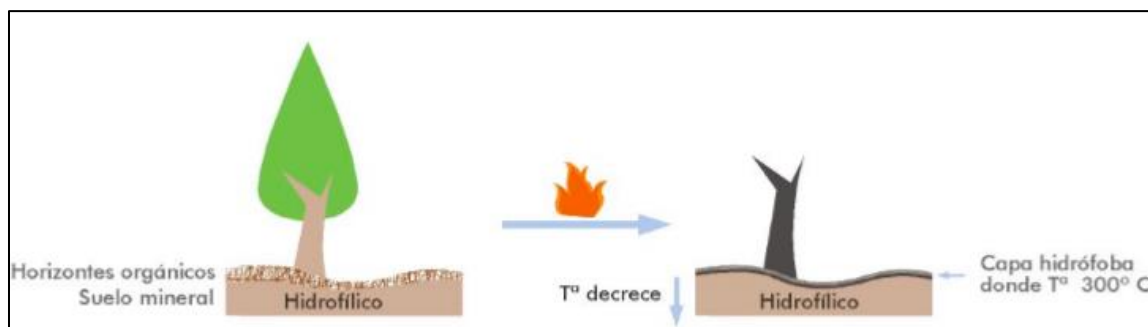


Figura 2. Formación de una capa hidrófoba por el paso de un incendio forestal. El fuego puede inducir la hidrofobicidad en el suelo por la vaporización de compuestos orgánicos procedentes de la combustión de la materia orgánica y su posterior condensación en la zona del perfil donde se registre una temperatura cercana a los 300 °C. Fuente: Mataix-Solera y Guerrero, 2007.

A modo de síntesis, podemos afirmar que los incendios forestales de gran intensidad provocan una alteración de los procesos hidrológicos lo que puede desencadenar unas mayores tasas erosivas durante los primeros años tras el incendio, cuando la cubierta vegetal es escasa y algunas propiedades, como la estabilidad de agregados o el grado de repelencia al agua, están perturbadas (Cerdá et al., 2009; Bodí et al., 2012). En la región mediterránea, donde las precipitaciones son de tipo torrencial y suelen darse tras la época de incendios, la erosión puede llegar a ser enorme lo que conlleva importantes problemas de pérdida de suelo (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Por lo tanto, en este tipo de situaciones resulta necesario llevar a cabo determinados tratamientos de gestión postincendio con el objetivo de mejorar las propiedades del suelo permitiendo la recolonización vegetal y reducir las tasas de erosión.

1.3. Tratamientos post-incendio

Para reducir las pérdidas de suelo y frenar los procesos degradativos que pueden desencadenar los incendios existen distintas técnicas post-incendio como pueden ser las enmiendas orgánicas, especialmente destinadas a aquellos suelos que hayan sufrido un descenso de materia orgánica, y los *mulch* o acolchamientos, que tienen como principal objetivo proteger al suelo frente a los procesos erosivos y evitar las pérdidas de suelo mediante la aplicación de una capa de paja o astillas de madera (Guerrero et al., 2007; Fernández et al., 2011). La elección entre un tipo u otro de técnica post-incendio dependerá del estado en el que se encuentre el suelo tras el incendio y el objetivo que se pretenda conseguir, además se deberán tener en cuenta las características climáticas, topográficas e hidrológicas de cada zona (Guerrero et al., 2007; Robichaud, 2009). Puede que en ocasiones lo más adecuado sea combinar varios tratamientos, mientras que en otros casos lo más recomendable será no aplicar ningún tratamiento y dejar que se recupere por sí solo (Guerrero et al., 2007).

Otro de los métodos más utilizados actualmente tras los incendios forestales es la tala y saca de madera. Este método consiste en extraer la madera quemada utilizando maquinaria pesada lo que puede provocar un impacto negativo en el suelo, mayor incluso que el propio incendio (Mataix-Solera et al., 2016; García-Orenes et al., 2017). El uso de maquinaria pesada provoca la compactación de suelo reduciendo la porosidad y la capacidad para retener agua y, por lo tanto, se dificulta el crecimiento de la vegetación (Page-Dumroese et al., 2006; Marañón-Jiménez et al., 2013). Por otra parte, la reducción de la porosidad afecta a la capacidad de infiltración que se ve igualmente reducida y por consiguiente el flujo de agua superficial se incrementa generando una mayor erosión (Startsev y McNabb, 2000; Horn et al., 2004; Ares et al., 2005; Wagenbrenner et al., 2016). Cabe decir, que no siempre tiene efectos negativos para el suelo, Fernández y Vega (2016) estudiaron los efectos del tratamiento de tala y saca de madera sobre la generación de sedimentos y no observaron diferencias entre la zona tratada y la zona control. Los efectos que puedan tener dependen, entre otros factores, al tipo de suelo, como y cuando se realice el tratamiento y las condiciones climatológicas (García-Orenes et al., 2017).

1.4. Costras biológicas

Las costras biológicas son asociaciones entre partículas de suelo y cianobacterias, algas, hongos, bacterias, líquenes, briófitos y microartrópodos que se dan sobre los primeros centímetros de la superficie del suelo (Belnap et al., 2016). La composición y biomasa de estas costras varía principalmente en función del clima de cada zona; en las zonas con mayor potencial de evapotranspiración están dominadas por una baja biomasa de cianobacterias, bacterias y microhongos (Bowker et al., 2008). A medida que aumenta la humedad se incrementa la biomasa y aparecen briofitos y líquenes (Belnap et al., 2016). Estas biocostras aparecen en la mayoría de los ambientes, sin embargo, tienen mayor relevancia en ambientes áridos ya que los organismos presentes en ellas tienen bajos requerimientos de agua y gran tolerancia a las altas temperaturas y a la luz lo que les permite sobrevivir en estas zonas, donde las plantas vasculares no son capaces de desarrollarse, cobrando gran importancia para la biodiversidad de estos lugares (Belnap, 2006). Pueden llegar a crear una capa viva muy continua capaz de regular la mayor parte de transferencias entre el suelo y los demás subsistemas terrestres, entre los que se encuentran la atmósfera o la hidrosfera (Belnap et al., 2016).

Las costras biológicas presentes en el suelo tienen una profunda influencia en la hidrología local, sin embargo, no es sencillo describir esta interacción ya que depende de múltiples factores entre los cuales destacan el clima, la composición, propiedades y distribución de la costra, el estado y las características del suelo, así como la presencia de vegetación (Chamizo et al., 2016).

En función de todos estos factores, la presencia de costras puede tener efectos opuestos sobre la infiltración y la generación de escorrentía. Por una parte, pueden favorecer la infiltración y reducen la escorrentía al generar microrelieves que favorecen esta infiltración (Rodríguez-Caballero et al., 2015), mientras que, por otra parte, pueden provocar una reducción de la infiltración y, por tanto, un incremento del flujo de agua superficial al generar impermeabilidad en el suelo debido por ejemplo a la repelencia al agua registrada en ciertas especies (Moore et al., 2017). Por último, puede tener un efecto neutro, es decir, no afectan de ninguna manera a la infiltración y escorrentía (Belnap, 2006).

Pese a los efectos contradictorios de las costras biológicas sobre la infiltración y escorrentía, si parece haber un consenso en torno a la influencia de estas costras sobre la generación de sedimentos. Tanto en las zonas donde se incrementa la infiltración como en los lugares donde se ve reducida, la producción de sedimentos se reduce significativamente (Belnap, 2006). Este efecto se debe principalmente a la agregación de partículas del suelo lo que incrementa su estabilidad y lo protege frente a la acción erosiva del viento y la lluvia (Belnap y Büdel, 2016). En este sentido, encontramos multitud de estudios recientes que refuerzan esta idea. Barger et al. (2006) utilizaron un simulador de lluvia para estudiar las tasas de erosión sobre distintos suelos en desiertos fríos de Estados Unidos, concluyendo que en aquellos suelos con una costra bien desarrollada la erosión era menor. Zhao y Xu (2013) estudiaron el efecto de la presencia de biocostras sobre la hidrología en una región semiárida de China, obteniendo como resultado que en los suelos cubiertos por biocostras se incrementó la escorrentía, sin embargo, la erosión se redujo notablemente.

Las costras biológicas influyen directamente sobre el contenido de humedad del suelo ya que son capaces de controlar la pérdida de agua por evaporación, además pueden aprovechar la humedad contenida en el rocío, la niebla o vapor de agua para incrementar sus reservas (Chamizo et al., 2016).

1.5. Costras biológicas tras los incendios forestales

Tras los incendios las tasas erosivas suelen verse incrementadas debido principalmente a la ausencia de vegetación y a una reducción en la estabilidad de los agregados pudiendo generar graves problemas de pérdida de suelo (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). En este contexto, las costras biológicas pueden desempeñar un papel clave durante los primeros estadios tras el incendio, hasta que la vegetación bascular se reestablezca. En recientes estudios, se ha observado un rápido desarrollo de estas costras en ambientes que han sufrido incendios (Castoldi et al., 2013; Silva et al., 2019; García-Carmona et al., 2020). Esta rápida colonización puede tener una gran

influencia sobre la hidrología del suelo protegiéndolo frente a la erosión hasta que se desarrolle la vegetación vascular (Silva et al., 2019).

2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

El 15 de julio de 2019 se produjo un incendio forestal en la Sierra de la Solana (Beneixama, Alicante), que se prolongó durante cuatro días y afectó a 841 hectáreas, lo que supone un 87% de la superficie quemada en la Comunidad Valenciana en el año 2019. Se considera un Gran Incendio Forestal ya que supera las 500 hectáreas quemadas. Tras la investigación realizada por el GOIIF (Grupo Operativo de Investigación de los Incendios Forestales de la Generalitat Valenciana) se concluyó que fue intencionado por un pirómano. El incendio afectó 425 hectáreas del LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) Els Alforins, caracterizado por la presencia de aves incluidas en la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de noviembre de 2009 relativa a la conservación de las aves silvestres como *Aquila chrysaetos*, *Bubo bubo*, *Burhinus oedicnemus*, etc., así como especies vegetales endémicas de gran interés como *Biscutella dufourii*, *Cenataurea antennata*, *Herniaria fruticosa*, entre otras. También se vieron afectadas 5,5 hectáreas de la Microreserva de Flora del Barranc del Toll donde se pueden encontrar especies de alto valor ecológico como es el Tarranguillo (*Dictamnus hispanicus*) o la genista valenciana (*Genista valentina*).

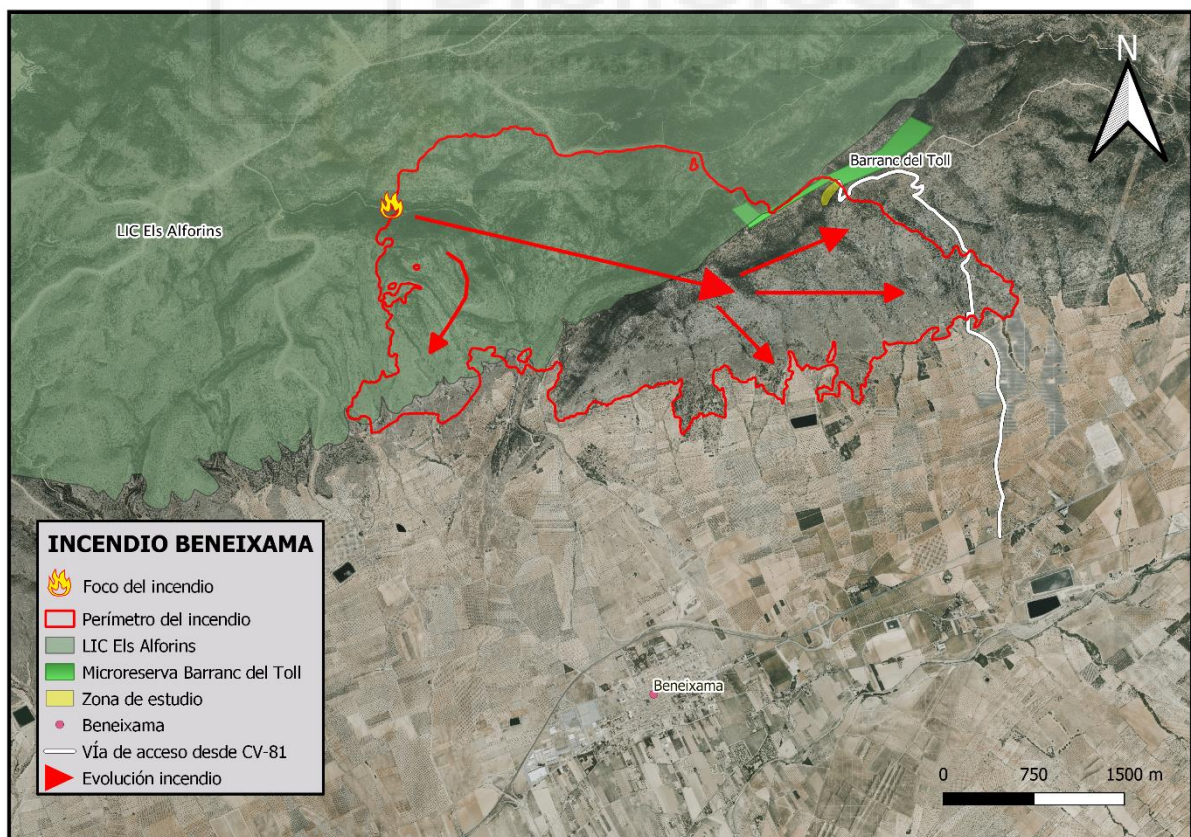


Figura 3. Zona afectada por el incendio de Beneixama de julio de 2019. Imagen y datos georreferenciados obtenidos del Instituto Geográfico Valenciano. Composición realizada con Qgis.

Las condiciones climatológicas de la zona propiciaron el inicio y la rápida propagación del fuego (Tabla 1). Se cumplieron dos de las tres condiciones estipuladas en la “regla de los tres 30” las cuales aumentan considerablemente el riesgo de incendio. Estas son: temperatura mayor de 30°C, viento superior a 30 km/h y humedad relativa inferior al 30%. Según los datos medios de tres de las estaciones más cercanas a la zona donde se originó el incendio, pertenecientes a la *Associació Valenciana de Meteorologia Josep Peinado* (AVAMET), la temperatura alcanzó valores superiores a los 30°C, tanto el día del incendio como los días anteriores a este, y el viento rondó los 10 km/h, alcanzando rachas de hasta 40 km/h. El único factor, de entre esos tres, que no cumplió la mencionada regla fue la humedad relativa que era del 50%.

Tabla 1

Condiciones climatológicas reinantes el 15 de julio de 2019, día en el que se produjo el incendio. Los datos fueron registrados por las tres estaciones meteorológicas más cercanas al punto de ignición del fuego, todas ellas a una distancia aproximada de 4 kilómetros. Las estaciones de Fontanars (gasolinera) y de La Zafra (Villena) están situadas al norte, mientras que la de Beneixama (poble) se encuentra al sur. Estaciones asociadas a AVAMET.

ESTACIONES METEOROLÓGICAS	Tª Media (° C)	Tª Máx. (° C)	HR (%)	V. Media (km/h)	V. Máx. (km/h)
Beneixama (poble)	28,1	35,9	50	6,6	41,8
Fontanars (gasolinera)	25,6	35,6	61	8,5	46,7
La Zafra (Villena)	26,3	35,8	58	-	-
MEDIA	26,7	35,8	56	7,6	44,3

Según los datos cartográficos del Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), la superficie afectada por el incendio estaba cubierta por arbolado, matorral y pastos en un 31, 40 y 29% respectivamente. Además, según un informe de la Fundación CEAM, el estrato arbóreo estaba dominado por *Pinus halepensis*; el estrato arbustivo por *Rosmarinus officinalis*, *Juniperus phoenicea*, *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*, *Ulex parviflorus* y *Erica multiflora*; y el estrato herbáceo por *Stipa tenacissima* y *Stipa offneri*. Por otro lado, es importante señalar que esta zona no había sufrido ningún incendio desde que se tiene registro.

En septiembre de 2019 comenzaron los trabajos para la restauración de la zona afectada. La obra la llevó a cabo la Generalitat Valenciana y consistía en la extracción de parte de la madera quemada, la instalación de diques y barreras para frenar la erosión y la adecuación de pistas forestales entre otras tareas. Según periódicos locales, un mes después del comienzo de las obras, los vecinos de Beneixama así como agrupaciones y organizaciones locales manifiestan su disconformidad con las actuaciones que se estaban realizando en la Sierra de La Replana y argumentan que no se están cumpliendo los criterios técnicos establecidos en el contrato de licitación, lo que supone un perjuicio para la buena recuperación de la Sierra. Tras estas denuncias las obras fueron paralizadas. Por otra

parte, la zona afectada por el incendio sufrió dos episodios de intensas precipitaciones, el primero en septiembre de 2019 y el segundo en enero de 2020 (Tabla 2).

Tabla 2

Episodios de lluvia intensa tras el incendio de Beneixama. El primero sucedió del 10 al 16 de septiembre de 2019, y el segundo entre 19 y el 23 de enero de 2020. Precipitación registrada por las estaciones más cercanas a la zona afectada por el incendio.

ESTACIONES METEOROLÓGICAS	PRECIPITACIÓN (mm/m ²)	
	Septiembre 2019	Enero 2020
Beneixama (poble)	102	133,4
Fontanar (gasolinera)	217	146,8
La Zafra (Villena)	233	151,6
MEDIA	184	143,9

Siete meses después del incendio se ha detectado, en la zona de estudio, la presencia de costra biológica dominada por musgos. Nuestra hipótesis de trabajo es que la presencia de estos musgos tiene un papel determinante a corto plazo en la hidrología local de estos suelos, los cuales han sufrido un incendio y posterior tratamiento de tala y saca de madera. En este sentido, los objetivos del estudio son:

1. Cuantificar la cobertura de musgo presente en la zona de estudio para conocer su capacidad colonizadora tras sufrir un incendio seguido de un tratamiento de tala y saca de madera.
2. Evaluar la respuesta de la costra biológica (dominada por musgos) en estadios tempranos post-incendio en la hidrología de la zona. Para ello se estudia la velocidad de infiltración y la repelencia al agua.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Descripción de la zona de estudio

3.1.1. Localización

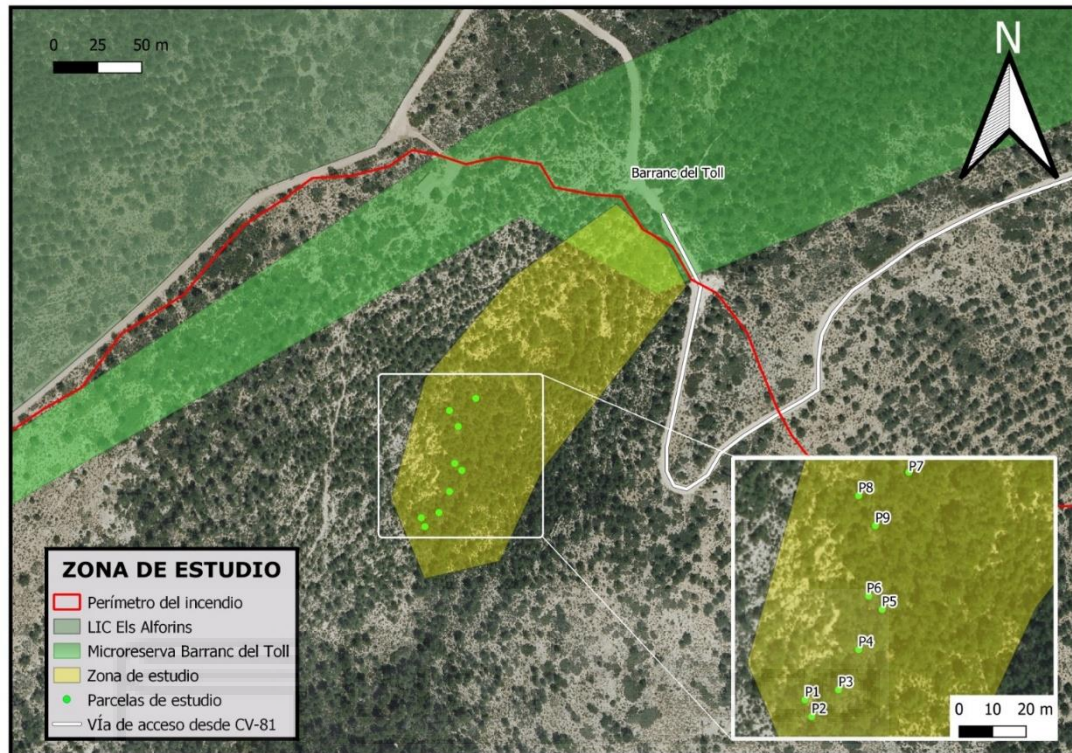


Figura 4. Mapa de la zona de estudio. Imagen y datos georreferenciados obtenidos del Instituto Geográfico Valenciano. Composición realizada con Qgis.

La zona de estudio se encuentra en la Sierra de La Replana, que forma parte de la Sierra de la Solana, al norte del término municipal de Beneixama, municipio perteneciente a la provincia de Alicante, España. Esta sierra sufrió en Julio de 2019 un Gran Incendio Forestal que afectó a más de 800 ha. Según el geoide ETRS.89, sus coordenadas UTM para el huso 30 son: X=695797 m; Y=4290241 m.

3.1.2. Clima

El municipio de Beneixama, donde está situada la zona de estudio, presenta un clima mediterráneo típico, Csa según la clasificación climática de Köppen-Geiger. Este clima se caracteriza por veranos secos y cálidos con una duración aproximada de 3-4 meses, entre julio y septiembre; y el resto de las estaciones son húmedas y con temperaturas suaves. La temperatura media anual es de 14,9 °C, siendo el mes más cálido agosto, seguido de julio, y el más frío enero. En cuanto a la precipitación, la media anual es de 456 mm, concentrándose en octubre y abril y siendo julio el mes más seco. Como podemos comprobar en la Figura 1, julio, mes en el que se produjo el incendio, es el más seco y el segundo más caluroso.

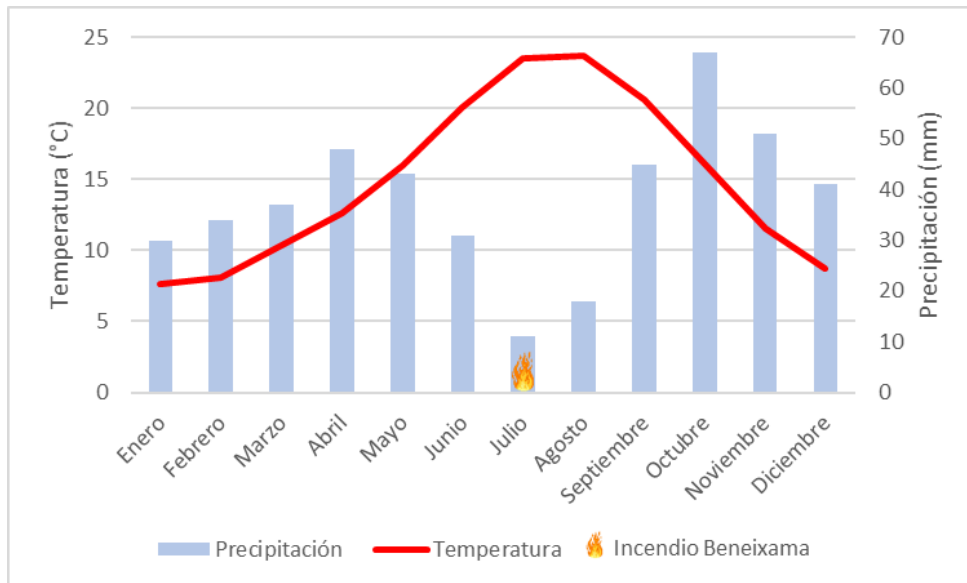


Figura 5. Climograma de Beneixama. Datos extraídos de Climate-data.org.

3.1.3. Geología y Geomorfología

La Sierra de la Solana se engloba dentro del Prebético donde dominan los pliegues y las fallas con una dirección de nordeste a sudoeste. En cuanto a la litología de la zona, encontramos mayoritariamente estratos calizos intercalados con afloramientos de margas dolomíticas en los barrancos, ambos materiales pertenecen al Cretácico. La zona de estudio se sitúa sobre un afloramiento de margas y el suelo se clasifica, según la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014), como un Xerorthent típico con una textura franca.

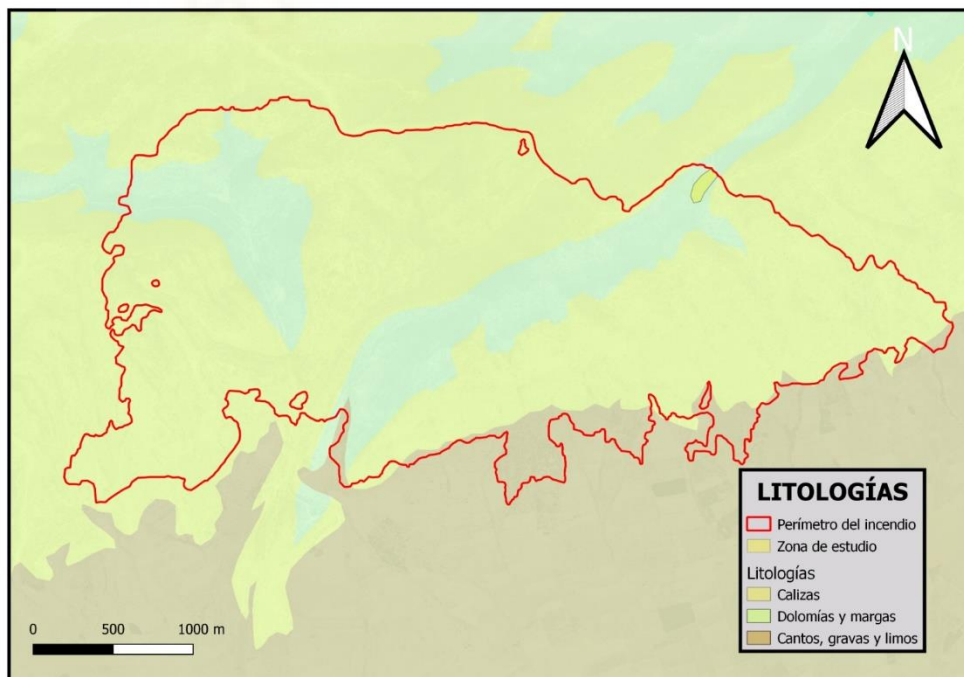


Figura 6. Mapa litológico de la zona afectada por el incendio de Beneixama de julio de 2019. Imagen y datos georreferenciados obtenidos del Instituto Geográfico Valenciano. Composición realizada con Qgis.

3.1.4. Vegetación

El área afectada por el incendio se encuentra en la región biogeográfica Mediterránea, más concretamente en la provincia Catalano-Provenzal-Balear, subprovincia Catalana-Valenciana, región Setabense, caracterizada por un termotipo mesomediterráneo y un ombrotipo seco. Por lo tanto, su vegetación potencial son mayoritariamente encinares de *Quercus rotundifolia*.

Sin embargo, la vegetación que encontramos en esta zona antes de producirse el incendio era mayoritariamente pinares de *Pinus halepensis*, donde encontrábamos también especies arbustivas como el romero (*Rosmarinus officinalis*), la coscoja (*Quercus coccifera*), la sabina (*Juniperus phoenicea*), el enebro (*Juniperus oxycedrus*) y el esparto (*Stipa tenacissima*) principalmente.

En cuanto a la microflora, detectamos una gran presencia de musgo perteneciente a la especie *Funaria hygrometrica*, la cual ha sido señalada como una especie pionera en la recolonización de ecosistemas que han sufrido perturbaciones tales como un incendio forestal (Castoldi et al., 2013).



Figura 7. Detalle de suelo cubierto por *Funaria hygrometrica*. Foto: Jorge Mataix-Solera (2018).

3.1.5. Paisaje

Se trata de un paisaje forestal donde predominan los pinares intercalados con matorrales. Presenta un relieve montañoso y abrupto con multitud de barrancos que vierten hacia las zonas de pie de monte en dirección noroeste-sudeste. El perímetro del incendio está delimitado en la zona norte por un área cortafuegos apoyada en una pista forestal que impidió el avance del fuego y facilitó la labor de los equipos de extinción.



Figura 8. Paisaje de la zona de estudio. Fotos: (izquierda) Jorge Mataix-Solera (2020), (derecha) Minerva García-Carmona (2020).

La zona de estudio se sitúa en el interior de un barranco con una pendiente de entre el 15 y el 30%, sin embargo, el aterrazado que presenta la ladera reduce drásticamente la inclinación permitiendo establecer las parcelas de estudio adecuadamente.

3.2. Diseño experimental y análisis de campo

3.2.1. Diseño experimental

Con el objetivo de estudiar la presencia de musgo sobre las características hidrológicas del suelo, se establecieron diversas parcelas de experimentación en la zona de estudio caracterizada anteriormente. Las parcelas tienen una dimensión de 2 x 2 m y se distribuyeron de manera aleatoria por toda el área de estudio, sin embargo, se seleccionaron los lugares con menor pendiente ya que para realizar las medidas hidrológicas es necesario trabajar sobre un terreno plano. Se establecieron un total de 9 parcelas y en cada una de ellas se fijaron cuatro puntos de muestreo: 2 sobre suelo desnudo (SD) y 2 sobre musgo (M). De esta manera se puede evaluar las diferencias entre las distintas cubiertas del suelo (suelo desnudo o cubierto por musgo) y como afecta la presencia de musgo a la hidrología de la zona. En resumen, se analizaron 18 puntos sobre musgo y 18 sobre suelo desnudo lo que hace un total de 36 puntos de muestreo. Las muestras de suelo se tomaron a una profundidad de 2,5 cm. El establecimiento de las parcelas y los análisis se llevaron a cabo el 27 de febrero de 2020, transcurridos siete meses desde que se produjera el incendio.

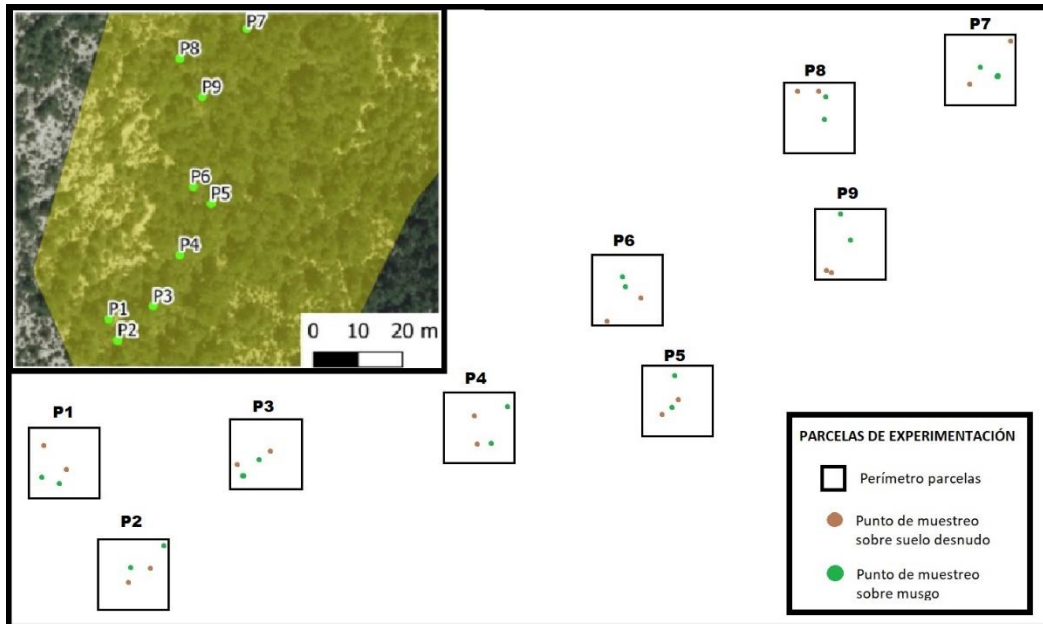


Figura 9. Esquema de la distribución de las parcelas y de los puntos de muestreo establecidos.

3.2.2. Análisis de campo

En cada parcela se llevó a cabo un análisis de la cobertura de musgo y en cada uno de los puntos de muestreo se midió tanto la velocidad de infiltración como la repelencia al agua. A continuación, se describen detalladamente cada una de las mediciones:

3.2.2.1. Cobertura de musgo



Figura 10. A) Quadrat utilizado en las mediciones de cobertura de musgo. Foto: Minerva García-Carmona (2018). B) Muestreo de la cobertura de vegetación con quadrat de 25 x 25 cm. Foto: Minerva García-Carmona (2020).

Para estudiar el porcentaje de musgo (*Funaria hygrometrica*) presente en cada parcela de experimentación se utilizó un quadrat de 25 x 25 cm, con 100 subdivisiones de 2,5 x 2,5 cm cada una. Se distribuyó de forma aleatoria dentro de las parcelas y se realizó un conteo. El conteo consiste en observar la presencia o no de musgo en cada subdivisión, obteniendo así el porcentaje de musgo para cada réplica. Para obtener valores representativos de la cobertura de musgo de cada parcela se efectuaron un total de cuatro replicas por parcela.

3.2.2.2. Velocidad de infiltración



Figura 11. Mini Disk Infiltrometer durante una medición en campo. Foto: Jorge Mataix-Solera (2020).

Para calcular la velocidad de infiltración del suelo objeto de estudio se utilizó el *Mini Disk Infiltrometer*, un infiltrómetro de tensión que mide la conductividad hidráulica no saturada aplicando una fuerza de tensión que elimina el efecto de succión de los macroporos y solo permite el tránsito de agua a través de los poros más finos ya que son los que tienen un poder de succión mayor (METER Group Inc., 2018). Cuando la succión, por parte de esos microporos, es mayor a la tensión ejercida por el infiltrómetro el agua fluye a su través.

Este infiltrómetro está compuesto por dos depósitos; uno superior encargado de generar la fuerza de tensión al llenarse de agua y otro inferior donde se almacena el agua que debe infiltrar. El depósito inferior está graduado para mostrar el volumen de agua en mililitros y cuenta en su extremo con un disco poroso que permite el paso del agua hacia el suelo una vez entra en contacto con este.

Para realizar las mediciones es necesario llenar ambos depósitos de agua y cerrarlos adecuadamente. Después hay que regular el tubo de control de la succión situado en la tapa del depósito superior para conseguir una succión adecuada, en nuestro caso utilizamos una succión de -1 cm. Antes de iniciar la prueba de infiltración es necesario preparar el suelo para asegurarse de que la superficie sobre la que se va a apoyar el infiltrómetro es suficientemente lisa y para ello se extiende una capa de arena que garantice el contacto total con la superficie del disco poroso y no permita la entrada de aire.

Una vez está todo preparado se registra el volumen inicial de agua en el depósito inferior y se coloca el infiltrómetro sobre la base anteriormente preparada a la vez que se inicia el cronometro. A partir de aquí se registra el volumen de agua a intervalos de tiempo constantes, en nuestro caso cada 30 segundos, hasta que infiltra una cantidad mínima de 15 ml.

Con los datos de infiltración obtenidos en campo calculamos la conductividad hidráulica (k) del suelo con ayuda de una hoja de cálculo de Excel proporcionada por *Meter*, la empresa comercializadora del *Mini Disk Infiltrometer*. Esta hoja lleva incorporado una Macro que permite obtener k introduciendo el volumen de agua infiltrado, el tiempo transcurrido, la textura del suelo y la succión utilizada. Para calcular k utiliza la siguiente ecuación (Zhang, 1997):

$$k = \frac{C1}{A}$$

Donde $C1$ es la pendiente de la de la curva de la infiltración acumulada frente a la raíz cuadrada del tiempo y A se obtiene a partir de la textura del suelo y de la succión utilizada.

3.2.2.3. Repelencia al agua

Cuando hablamos de hidrofobicidad de los suelos nos referimos a su resistencia a la humectación, en un suelo hidrófobo la infiltración se dificulta, pudiendo llegar a impedirse (Doerr y Shakesby, 2009). Este fenómeno se produce debido a que las fuerzas de cohesión entre las moléculas de agua son superiores a las fuerzas de adhesión entre las moléculas de agua y las partículas del suelo (Doerr y Shakesby, 2009). Las moléculas de agua tienen un fuerte carácter dipolar lo que les permite unirse unas con otras mediante puentes de hidrógeno formando agregados con una fuerza de cohesión y una tensión superficial elevadas (Doerr y Shakesby, 2009). Las partículas minerales de suelo ejercen fuerzas de adhesión sobre las moléculas de agua mucho más elevadas que las fuerzas de cohesión de este, sin embargo, cuando estas partículas quedan recubiertas por ciertos compuestos hidrófobos, como hidrocarburos alifáticos o compuestos anfifílicos, las fuerzas de adhesión entre el suelo y el agua se ven reducidas y la superficie pasa a ser hidrófoba (Doerr et al., 2000; Doerr y Shakesby, 2009). En los incendios, es frecuente que se genere repelencia al agua por la volatilización y posterior condensación de estos compuestos sobre la superficie de las partículas minerales del suelo (Doerr et al., 2006).

Para cuantificar la hidrofobicidad del suelo se empleó el test del tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) en cada uno de los puntos de muestreo

establecidos. La prueba se realizó aplicando 5 gotas de agua mediante un frasco gotero y midiendo el tiempo que cada gota tardaba en infiltrar. El tiempo de penetración de la gota de agua para cada punto de muestreo fue el tiempo promedio de las cinco gotas aplicadas. Cuando la gota tarda más de 5 segundos en infiltrar se considera que el suelo es repelente al agua, y esa hidrofobicidad puede ir desde ligera hasta extrema en función del tiempo que tarde en infiltrar.

Tabla 3

Intervalos de clase de tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) en segundos y clasificación de repelencia asociada. Bisdorn et al. (1993).

WDPT (s)	≤5	5-60	60-600	600-3600	>3600
CLASIFICACIÓN DE REPELENCIA	No repelente	Ligera	Fuerte	Severa	Extrema

3.2.3. Análisis de laboratorio

3.2.3.1. Estabilidad de agregados

Para medir la estabilidad de los agregados se utilizó el test de simulación de lluvia (Roldán et al., 1994 basado en Benito et al., 1986). Para la realización de esta prueba las muestras de suelo son tamizadas en mallas de entre 4 mm y 0,25 mm. Para el análisis se utiliza un simulador de lluvia que consta de un depósito, abierto por la parte superior, y once boquillas de micropipeta en su base encargadas de generar las gotas. Las gotas caen desde una altura de 1 metro con una energía de 270 J/m² sobre un tamiz de 0,25 mm de luz donde se encuentran los 4 g de suelo previamente pesados (P). El suelo debe ser humedecido por pulverización con agua destilada antes de realizar la simulación. Durante el transcurso de la lluvia los agregados no estables se destruyen y pasan por el tamiz quedando únicamente los agregados estables, las arenas, las gravas y los restos vegetales. Una vez realizada la simulación se lava con agua destilada la muestra de suelo que ha resistido a la lluvia, pasándola a una cápsula de porcelana previamente tarada (T). Esta se seca a 105 °C y una vez se alcanza una humedad constante se pesa el contenido de esta (A). De nuevo se procede a humedecer el contenido de la cápsula y los agregados estables que han resistido a la lluvia se rompen con una varilla de vidrio y se pasa de nuevo por un tamiz de 0,25 mm. Por último, el material que queda en el tamiz, arenas y restos vegetales, se seca y se pesa (B). Con todas estas medidas, podemos calcular el porcentaje de agregados estables respecto a los agregados totales del suelo utilizando la siguiente fórmula:

$$AE\% \left(\% \frac{p}{p} \right) = 100 \times \frac{A - B}{P + B + T}$$

3.2.4. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa IBM SPSS Statistics 20 y Microsoft Excel. En primer lugar, se realizó un análisis exploratorio de los datos en busca de datos anómalos u outliers mediante estadísticos descriptivos y diagramas de cajas. Seguidamente analizamos la normalidad de los datos mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Tanto la conductividad hidráulica como la repelencia al agua presentaron distribuciones no normales por lo que se aplicó el test no paramétrico U de Mann-Whitney ($p < 0,05$) para estudiar la diferencia entre conjuntos, suelos desnudos frente suelos cubiertos por musgos. Para los agregados totales y los agregados estables, que presentaron una distribución normal, se utilizó la prueba t de Student.

4. RESULTADOS

4.1. Cobertura de musgo

Se midió la cobertura de musgo para evaluar su capacidad de recolonización tras un incendio y posterior tratamiento de tala y saca de madera. El porcentaje promedio de briófitos (*Funaria hygrometrica*) detectado, mediante el uso del quadrat, fue del 30 % aproximadamente, con una desviación estándar del 20,69 %.

4.2. Estabilidad de agregados

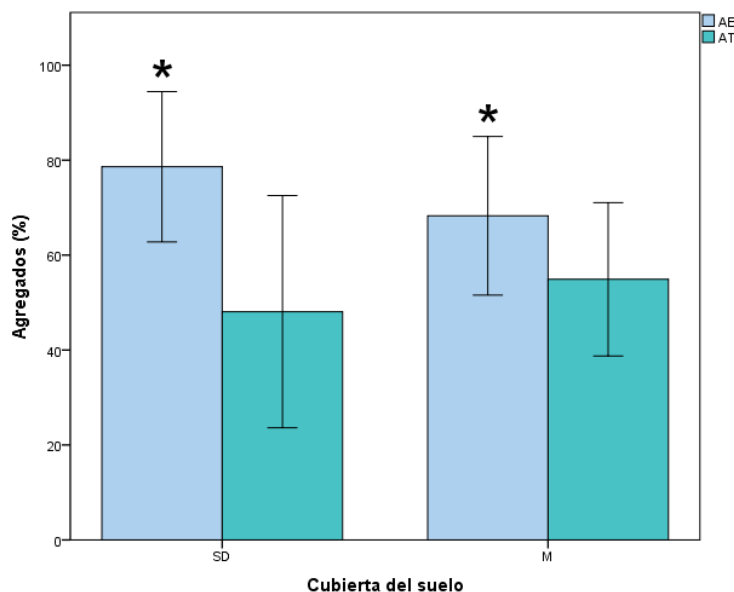


Figura 12. Media y desviación estándar de agregados totales (AT) y agregados estables (AE) para las diferentes cubiertas de suelo (SD = suelo desnudo, M = suelo cubierto por musgo). (*) Los conjuntos presentan diferencias significativas ($p < 0,05$).

La estabilidad de agregados es una propiedad física relacionada con su resistencia a la ruptura cuando es sometida a la lluvia o cualquier otro agente erosivo. Para su análisis se mide el porcentaje de agregados estables (AE) respecto a los agregados totales del suelo (AT). Los resultados de agregados totales (AT) no muestran diferencias significativas entre distintas cubiertas de suelo, sin embargo, se puede observar una tendencia a encontrar valores superiores en suelos bajo musgo. En cuanto a los agregados estables (AE) encontramos valores significativamente superiores en suelos desnudos respecto a los suelos cubiertos por musgo, 78,6% frente a 68,2% respectivamente.

4.3. Velocidad de infiltración

El análisis de la velocidad de infiltración, utilizando el *Mini Disk Infiltrometer*, persigue detectar las diferencias entre los suelos desnudos y los suelos cubiertos por musgos y conocer cómo afecta la presencia de estos últimos a esta propiedad. Los resultados muestran una alta variabilidad y al aplicar el test de U de Mann-Whitney obtenemos un p-valor mayor de 0,05 por lo que no podemos afirmar que existan diferencias significativas entre ambos conjuntos. Sin embargo, el suelo cubierto por musgo presenta una tendencia a obtener valores más elevados de conductividad hidráulica frente a los suelos desnudos, 83,35 mm/h frente a 27,85 mm/h respectivamente.

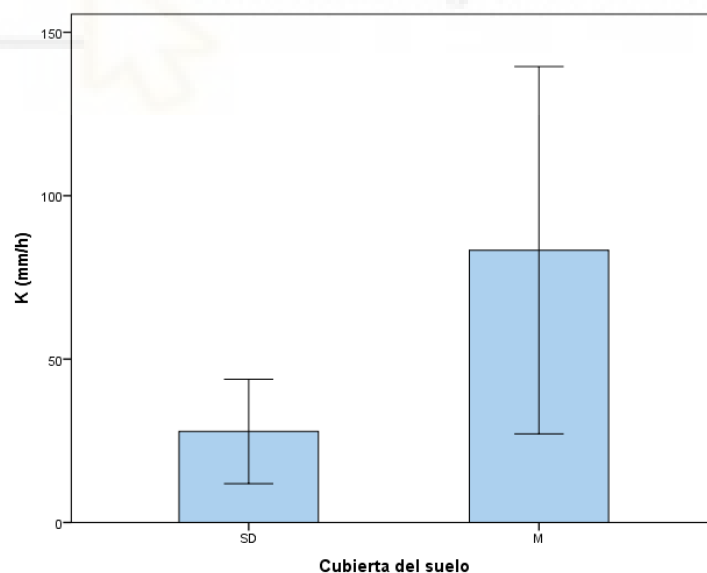


Figura 13. Media y desviación estándar de la conductividad hidráulica (k) para las diferentes cubiertas de suelo (SD = suelo desnudo, M = suelo cubierto por musgo). Los conjuntos no presentan diferencias significativas.

4.4. Repelencia al agua

Los resultados obtenidos del análisis de la hidrofobicidad del suelo, mediante el test del tiempo de permanencia de la gota de agua (WDPT), muestran una hidrofobicidad significativamente mayor de los suelos cubiertos por musgos frente a los suelos desnudos, 35,2 segundos frente a 11,7 segundos respectivamente. Según la clasificación de repelencia de Bisdom et al. (1993) (Tabla 3) ambas cubiertas de suelo presentan una repelencia ligera.

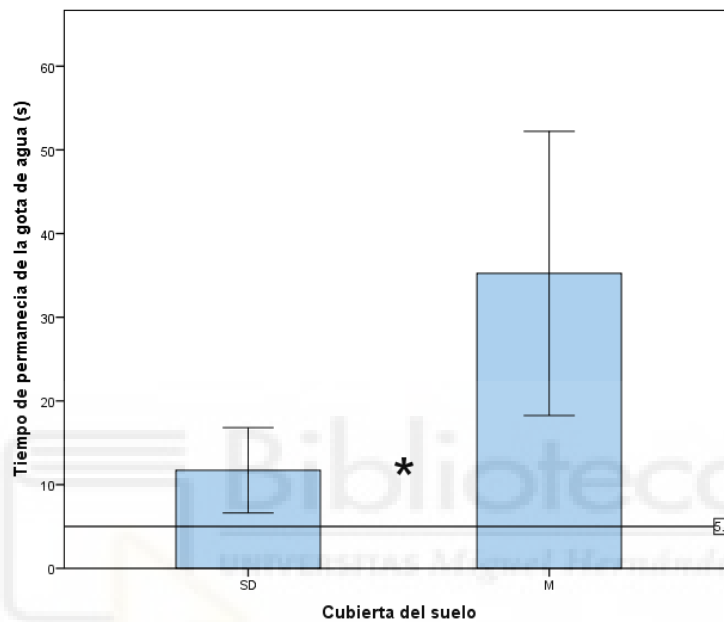


Figura 14. Media y desviación estándar de la repelencia al agua, expresada en el tiempo que tarda una gota de agua en infiltrar, para las diferentes cubiertas de suelo (SD = suelo desnudo, M = suelo cubierto por musgo). (*) Los conjuntos presentan diferencias significativas ($p < 0,05$). La línea horizontal marca los 5 segundos, valor por encima del cual un suelo se considera hidrófobo.

5. DISCUSIÓN

Los resultados del trabajo, en el que se ha estudiado la influencia de las costras biológicas en la hidrología local a corto plazo en un suelo perturbado por un incendio y posterior tratamiento de tala y saca de madera, ha demostrado una influencia clara en algunos de los parámetros estudiados relevantes en un sistema post-incendio.

Tras siete meses del incendio de Beneixama se aprecia un incipiente pero consistente desarrollo de la costra biológica, aunque de distribución heterogénea en la zona. Esta presenta un notable predominio de musgo, lo que concuerda con los resultados obtenidos por Castoldi et al. (2013), quienes identificaron a *Funaria hygrometrica* como un rápido colonizador de ambientes perturbados tras incendios en bosques mediterráneos. Silva et al. (2019) observaron también esta rápida aparición de costra dominada por musgo, esta vez en Portugal. En su estudio detectaron importantes implicaciones en la hidrología por su presencia y, especialmente, en la pérdida de suelo,

sobre todo durante los primeros años, cuando la vegetación vascular todavía no se ha recuperado. Es importante destacar que, en estadios tempranos, siete meses desde el incendio, el desarrollo de la costra es todavía bajo en cuanto a desarrollo de biomasa, por lo que los efectos sobre la hidrología cabe esperar que sean limitados.

Tras el incendio, la zona fue sometida a un tratamiento de tala y saca de madera mediante la utilización de maquinaria pesada. Este tipo de tratamientos han demostrado tener efectos negativos sobre la cobertura de musgo, reduciendo su cobertura y por tanto su capacidad de proteger y mejorar las condiciones de un suelo afectado (García-Carmona et al., 2020). Teniendo en cuenta que los briófitos utilizan los restos de madera quemada como sustrato, la extracción de la misma dificulta el desarrollo de la corteza y la propagación de esporas (Bradbury, 2006; Thorn et al., 2019). Esto podría explicar la alta variabilidad en el porcentaje de cobertura obtenido, sin embargo, serían necesarios más estudios al respecto.

En cuanto a los agregados, Mataix-Solera y Guerrero (2007) advierten de la pérdida de aquellos menos resistentes por la acción erosiva de la lluvia, por lo que al realizar los análisis solo se contabilizan aquellos agregados más estables, los cuales pueden tener un origen térmico. Nuestros resultados parecen coincidir con esta idea, ya que se detectaron diferencias significativas en la estabilidad de agregados en los suelos desnudos y los cubiertos por musgos. Es posible que los dos episodios de lluvias intensas que se sucedieron en la zona en los meses posteriores al incendio destruyeron los agregados menos estables, teniendo un mayor impacto en el suelo desnudo. Pese al bajo desarrollo y a la poca biomasa de la costra biológica observamos una tendencia a encontrar valores más elevados de agregados totales en suelo bajo musgo, si bien es cierto que sería necesario un mayor desarrollo de la costra para conseguir una mayor protección de los agregados del suelo de cara a futuras precipitaciones (Zaady et al., 2014).

Nuestros resultados muestran que los musgos presentan cierta hidrofobicidad, aunque en ningún caso supera el minuto siendo bajos los posibles efectos. Los musgos han mostrado en trabajos similares desarrollar repelencia al agua, pero en ambientes muy distintos (Kidron et al., 2010; Moore et al., 2017). Sería lógico pensar que el desarrollo de hidrofobicidad pudiera provocar una reducción en la infiltración, sin embargo, los procesos hidrológicos dependen de múltiples factores, por lo que un aumento en la hidrofobicidad no conlleva necesariamente una reducción de la infiltración, como es el caso de nuestro estudio, ya que podría compensarse, por ejemplo, con una mayor rugosidad o una red de poros mejor conectada (Felde et al., 2020). Por otra parte, es posible que la repelencia al agua que presentan los musgos permita su propagación ya que las esporas y gametofitos viajan, movidas

por el agua, por la superficie de la costra hasta llegar a los extremos de esta, donde se establecen y el aporte de agua permite su desarrollo (Bradbury, 2006).

Respecto los efectos de las biocostras sobre la capacidad de infiltración tampoco hay consenso en la literatura científica (Chamizo et al., 2016). Por una parte, favorecen la infiltración y reducen la escorrentía; las biocostras incrementan la agregación entre partículas de suelo y permiten mantener buena estructura y porosidad, sobre todo en suelo de texturas finas (Belnap, 2006; Belnap et al., 2016). Cuando se trata de costras bien desarrolladas, con presencia de briofitos, se incrementa la rugosidad del terreno, lo que reduce la velocidad de la escorrentía y aumenta el tiempo de retención del agua (Rodríguez-Caballero et al., 2012). Sin embargo, bajo precipitaciones de gran intensidad el efecto de la rugosidad se ve minimizado ya que las microdepresiones se llevan rápidamente y se genera escorrentía; por último, tanto los musgos como las sustancias polisacáridas secretadas por algunas cianobacterias tienen capacidad para absorber gran cantidad de agua lo que puede minimizar la escorrentía (Chamizo et al., 2016). Por otra parte, la presencia de biocostras puede provocar una reducción de la infiltración, ya que en suelos arenosos las costras atrapan partículas finas que pueden llegar a reducir la porosidad del suelo (Belnap, 2006), además los exopolisacáridos de las cianobacterias al absorber agua e hincharse también pueden obstruir los poros (Colica et al., 2014); y por último, cabe señalar que algunos compuestos de estas cortezas tienen propiedades hidrófobas por lo que impiden el paso de agua y generan escorrentía (Chamizo et al., 2016).

Nuestros resultados muestran una tendencia a mejorar la infiltración lo que es muy positivo en un ambiente post-incendio. Al incrementarse la infiltración queda menor cantidad de agua disponible para la generación de escorrentía superficial y por lo tanto se reduce la erosión del suelo que esta provoca (Rodríguez-Caballero et al., 2013). Además, se aumenta la disponibilidad de agua lo que permite el desarrollo de las plantas vasculares, principales barreras frente a la erosión y pérdida de suelo (Zhang et al., 2016).

6. CONCLUSIONES

La cobertura de musgo en los suelos de estudio fue relativamente alta (en torno al 30 %). Sin embargo, la aplicación de un tratamiento de tala y saca de madera mediante el uso de maquinaria pesada ha podido afectar a su desarrollo dada la heterogeneidad encontrada en los suelos.

La presencia de los musgos no ha supuesto un incremento en la agregación total del suelo. Incluso los suelos desnudos han presentado mayor estabilidad de agregados, aunque esto puede deberse a la selección de agregados tras las lluvias torrenciales sufridas en la zona

En general, las variables hidrológicas estudiadas en este trabajo, hidrofobicidad e infiltración, se vieron afectadas por la presencia de costra biológica dominada por musgo.

Los suelos cubiertos por musgos mostraron una mayor repelencia al agua con respecto a los suelos desnudos, sin embargo, los valores encontrados no son muy elevados, inferiores a un minuto. Es posible que la hidrofobicidad que presentan los musgos estudiados podría estar beneficiando la expansión de los propágulos hacia los suelos desnudos favoreciendo su dispersión.

Por último, en cuanto a la capacidad de infiltración, pese a la controversia existente y la disparidad de resultados entre diversos estudios, nuestros resultados indican que la cobertura de musgos parece estar favoreciendo la infiltración lo que puede beneficiar a la recuperación de un sistema post-incendio al reducir la erosión e incrementar las reservas de agua en el suelo.

Los resultados de nuestro estudio arrojan luz a un tema aun controvertido como es los efectos de las costras biológicas en las propiedades hidrológicas del suelo (Felde et al., 2020). La ligera hidrofobicidad y el aumento de infiltración debido a la presencia de musgos son factores que ayudarán a la recuperación y conservación de un suelo afectado por incendio y posterior manejo post-incendio. Aun así, no se pueden establecer principios universalmente válidos ya que la respuesta en la hidrología está altamente condicionada por diversos factores, como clima y tipo de suelo. Es por ello por lo que una mayor investigación es necesaria al respecto.

7. PROYECCIÓN FUTURA

Nuestro estudio se centró en analizar los efectos de la costra biológica sobre la hidrología pocos meses tras el incendio. Para tener un conocimiento más completo de sus posibles efectos es sin duda necesario realizar un estudio más completo, a medio y a largo plazo, en el que se monitoree como avanzan las propiedades hidrológicas a medida que se va desarrollando la costra. Un factor importante de estudio futuro será estudiar en qué momento deja de ser relevante la costra biológica en un sistema post-incendio ante el desarrollo de vegetación vascular.

Por otro lado, debido a que los efectos de las costras varían en función de múltiples factores como puede ser el clima o el tipo de suelo, es necesaria una investigación en profundidad para estudiar los efectos de las costras biológicas en diferentes tipos de suelos afectados por un incendio.

En los casos en los que la presencia de musgo favorezca la recuperación del ecosistema afectado por incendio, sería interesante el estudio de aplicación de tratamientos post-incendio que permitan el desarrollo y conservación de la costra biológica, como puede ser la aplicación de astillas de madera. En este sentido será interesante más investigación al respecto.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLOZA, J. A., SANTANA, V., VALLEJO, V. R. (2019). *Informe sobre el impacto del incendio forestal de Beneixama*, 2019. Fundación CEAM. <<http://www.agroambient.gva.es/documents/162905929/163822469/Informe+elaborado+por+el+CEAM+sobre+el+impacto+del+incendio+forestal+de+Beneixama+2019/2814f9c8-b795-40d3-85ef-53b252162f14>> [Consulta: 27 de marzo de 2020].
- ARES, A., TERRY, T. A., MILLER, R. E., ANDERSON, H. W., FLAMING, B. L. (2005). Ground-based forest harvesting effects on soil physical properties and Douglas-fir growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69, 1822-1832.
- BARGER, N. N., HERRICK, J. E. ET AL. (2006). Impacts of biological soil crust disturbance and composition on C and N loss from water erosion. *Biogeochemistry*, 77, 247–263.
- BELNAP, J. (2006). The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes*, 20(15), 3159-3178.
- BELNAP, J. AND BÜDEL, B. (2016). *Biological Soil Crusts as Soil Stabilizers*. In: Weber B., Büdel B., Belnap J. (eds) *Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 226. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30214-0_16.
- BELNAP, J., WEBER, B., BÜDEL, B. (2016). Biological Soil Crusts as an Organizing Principle in Drylands. In: Weber B., Büdel B., Belnap J. (eds) *Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 226. Springer, Cham.
- BENITO, E., GÓMEZ, A. Y DÍAZ-FIERROS, F. (1986). Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 9 (10), 1115-1126.
- BISDOM, E. B. A., DEKKER, L.W. AND SCHOUTE, J. F. T. (1993). Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma*, 56, 105-118.
- BODÍ, M. B., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J. Y DOERR, S. H. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 58, 30-35.
- BOWKER, M. A, BELNAP, J. (2008). A simple classification of soil types as habitats of biological soil crusts on the Colorado Plateau, USA. *J. Veg. Sci.*, 19, 831-840.

- BRADBURY, S. M. (2006). Response of the post-fire bryophyte community to salvage logging in boreal mixedwood forests of northeastern Alberta, Canada. *For. Ecol. Manag.*, 234 (1-3), 313-322.
- CASTOLDI, E., QUINTANA, J. R., MATA, R.G., MOLINA, J. A. (2013). Early post-fire plant succession in slash-pile prescribed burns of a sub-Mediterranean managed forest. *Plant Ecol. Evol.* 146, 272-278.
- CERDÀ, A. Y ROBICHAUD, P. (2009). The effect of forest fire on soil infiltration. En Cerdà, A. y Robichaud, P. (Eds). *Fire effects on soils and restoration strategies. Restoration strategies after forest fire. Science Publishers, Enfield*, 81-104.
- CERDÀ, A., Bodí, M. B., Lasanta, T., MATAIX-SOLERA, J., DOERR, S. H. (2009). Infiltración, estabilidad de agregados y erosión de suelos afectados por incendios forestales. Una visión a escala de pedón. En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España*. Valencia, Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universitat de València.
- CHAMIZO, S., BELNAP, J., ELDRIDGE, D. J., CANTÓN, Y. AND MALAM ISSA, O. (2016). The Role of Biocrusts in Arid Land Hydrology. In: Weber B., Büdel B., Belnap J. (eds) *Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 226. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30214-0_17.
- Climate-data.org. *Benejama clima*. <<https://es.climate-data.org/europe/espana/comunidad-valenciana/benejama-177499/#climate-graph>> [Consulta: 6 de abril de 2020].
- COLICA, G., LI, H., ROSSI, F., LI, D., LIU, Y. Y DE PHILIPPIS, R. (2014) Microbial secreted exopolysaccharides affect the hydrological behavior of induced biological soil crusts in desert sandy soils. *Soil Biol. Biochem.*, 68, 62–70.
- DOERR, S. H., & SHAKESBY, R. A. (2009). Soil water repellency. Principles, causes and relevance in fire-affected environments. En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España*. Valencia, Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universitat de València.
- DOERR, S. H., SHAKESBY, R. A. Y WALSH, R. P. D. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydrogeomorphological significance. *Earth Sciences Reviews*, 51, 33-65.
- DOERR, S. H., SHAKESBY, R. A., BLAKE, W. H., HUMPHREYS, G. S., CHAFER, C. J. Y WALLBRINK, P. J. (2006). Effects of differing wildfire severity on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, 319, 295-311.

- FELDE, V. J. M. N. L, RODRIGUEZ-CABALLERO, E., CHAMIZO, S., ROSSI, F., UTEAU, D., PETH, S., KECK, H., DE PHILIPPIS, R., BELNAP, J. Y ELDRIDGE, D. J. (2020). Comment on 'Kidron, G. J. (2018). Biocrust research: A critical view on eight common hydrological-related paradigms and dubious theses. *Ecohydrology*.
- FERNÁNDEZ, C., VEGA, J. A., JIMÉNEZ, E., FONTURBEL, T. (2011). Effectiveness of three postfire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *Int. J. Wildland fire*, 20, 104-114.
- FERNÁNDEZ, C., VEGA, J.A. (2016). Effects of mulching and post-fire salvage logging on soil erosion and vegetative regrowth in NW Spain. *For. Ecol. Manag.* 375, 46–54.
- GARCÍA-CARMONA, M., ARCENEGUI, V., GARCÍA-ORENES, F. Y MATAIX-SOLERA, J., (2020). The role of mosses in soil stability, fertility and microbiology six years after a post-fire salvage logging management. *Journal of Environmental Management*, 262 (110287).
- GARCÍA-ORENES, F., ARCENEGUI, V., CHRENKOVÁ, K., MATAIX-SOLERA, J., MOLTÓ, J., JARA-NAVARRO, A. B., TORRES, M. P. (2017). Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in a fire-affected Mediterranean forest: A two years monitoring research. *Science of the Total Environment*, 586, 1057-1065.
- GREENPEACE (2017). 10 aspectos destacados de la temporada de incendios forestales 2014. <<http://archivo-es.greenpeace.org/espana/es/Informes-2014/Noviembre/10-aspectos-destacados-de-la-temporada-de-incendios-forestales-2014/>> [Consulta: 22 de junio de 2020].
- GUERRERO, C., GÓMEZ, I. Y MATAIX-SOLERA, J. (2007). El uso de enmiendas en la restauración de suelos quemados. En: Mataix-Solera, J. (ed.), Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. *Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante*, pp: 5-40.
- HALOFSKY, J. E. E, PETERSON, D. L. & HARVEY, B. J. (2020). Changing wildfire, changing forests: the effects of climate change on fire regimes and vegetation in the Pacific Northwest, USA. *Fire Ecology*, 16(1).
- HORN, R., VOSSBRINK, J., BECKER, S. (2004). Modern forestry vehicles and their impacts on soil physical properties. *Soil Tillage Res.*, 79, 207-219.
- HOWELL, F. C. (1979). El Hombre prehistórico. *Colección de la naturaleza de TIME-LIFE. Mexico, D. F.* pp. 200.
- IMESON, A. C., VERSTRATEN, J. M., VAN MULLIGEN, E. J. Y SENVINK, J. (1992). The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena*, 19, 345-361.

- KIDRON, G. J., VONSHAK, A., DOR, I., BARINOVA, S., & ABELIOVICH, A. (2010). Properties and spatial distribution of microbiotic crusts in the Negev Desert, Israel. *Catena*, 82(2), 92-101.
- LLORET, F. Y ZEDLER, P. H. (2009): The effect of forest fire on vegetation. En Cerdà, A. y Robichaud, P. (Eds), En: *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers. Enfield, Edit. Science Publishers, 257-295.
- LÓPEZ-SANTALLA, A. Y LÓPEZ-GARCÍA, M. (2019). *Los Incendios Forestales en España. Decenio 2006-2015*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., CASTRO, J., QUEREJETA, J. I., FERNÁNDEZ-ONDOÑO, E., ALLEN, C. D. (2013). Post-fire wood management alters water stress, growth, and performance of pine regeneration in a Mediterranean ecosystem. *For. Ecol. Manag.* 308, 231–239.
- MATAIX-SOLERA, J. Y CERDÀ, A. (2009). Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. En *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España*. Valencia, Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universitat de València.
- MATAIX-SOLERA, J. Y GUERRERO, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En: Mataix-Solera, J. (ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante*, pp: 5-40.
- MATAIX-SOLERA, J., (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante.
- MATAIX-SOLERA, J., ARNAIZ, P., ARCENEGUI, V., CHRENKOVÁ, K., LÓPEZ-CARAVACA, A., GARCÍA-ORENES, F., JARA-NAVARRO, A.B., CERDÀ, A. (2016). Hydrological response 3 years after salvage logging treatments in a recently burnt forest soil. *European Society for Soil Conservation Conference. Cluj-Napoca, Romania. 15-18 June 2016. Abstracts Book*, p. 47
- METER GROUP INC. (2018). *Mini Disk Infiltrometer*. http://publications.metergroup.com/Manuals/20421_Mini_Disk_Manual_Web.pdf [Consulta: 15 de junio de 2020].
- MOORE, P. A., LUKENBACH, M. C., KETTRIDGE, N., PETRONE, R. M., DEVITO, K. J., WADDINGTON, J. M. (2017). Peatland water repellency: importance of soil water content, moss species, and burn severity. *J. Hydrol.* 554, 656–665.
- NAREDO, J.M. (2004). *La evolución de la agricultura en España (1940-2000)*. Universidad de Granada, Granada, 549 pp.

- NAVEH, Z. (1975). The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Plant Ecol.*, 29, 199-208.
- PAGE-DUMROESE, D. S., JURGENSEN, M. F., TIARKS, A. E., PONDER, J. F., SANCHEZ, F. G., FLEMING, R. L., KRANABETTER, J. M., POWERS, R. F., STONE, D. M., ELIOFF, J. D. Y SCOTT, D.A. (2006). Soil physical property changes at the North American long-term soil productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Can. J. For. Res.*, 36, 551–564.
- PAUSAS, J. (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change*, 63, 330-340.
- PLANA, E.; FONT, M.; SERRA, M.; BORRÀS, M.; VILALTA, O. (2016). El fuego y los incendios forestales en el Mediterráneo; la historia de una relación entre bosques y sociedad. Cinco mitos y realidades para saber más. *Proyecto eFIREcom. Ediciones CTFC*. 36pp
- ROBICHAUD, P. (2009). Using erosion barriers for post-fire stabilization. En Cerdà, A. y Robichaud, P. (Eds), En: Fire Effects on Soils and Restoration Strategies. *Science Publishers*, pp. 337-352.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO, E., AGUILAR, M. A., CASTILLA, Y. C., CHAMIZO, S., AGUILAR, F. J. (2015). Swelling of biocrusts upon wetting induces changes in surface micro-topography. *Soil Biol. Biochem.*, 82, 107–111.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO, E., CANTÓN Y, CHAMIZO, S., LÁZARO, R., ESCUDERO, A. (2013) Soil loss and runoff in semiarid ecosystems: a complex interaction between biological soil crusts, microtopography and hydrological drivers. *Ecosystems* 16, 529–546.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO, E., CANTÓN, Y., CHAMIZO, S., AFANA, A., SOLÉ-BENET, A. (2012). Effects of biological soil crusts on surface roughness and implications for runoff and erosion. *Geomorphology*, 145-146(1), 81-89
- ROLDÁN, A., GARCÍA-ORENES, F. Y LAX, A. (1994). An incubation experiment to determinate factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biology & Biochemistry*, 26, 1699-1707.
- SILVA, F. C., VIEIRA, D. C. S., SPEK, E. Y KEIZER, J. J., (2019). Effect of moss crusts on mitigation of post-fire soil erosion. *Ecological Engineering*, 128, 9-17.
- SOIL SURVEY STAFF (2014). *Keys to Soil Taxonomy*. 12th ed. NRCS, Washington, DC.

- STARTSEV, A. D., Y MCNABB, D. H. (2000). Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. *Can. J. Soil Sci.*, 80, 617-624.
- THORN, S., MÜLLER, J. Y LEVERKUS, A. B. (2019). Preventing European forest diebacks. *Science*. 365(6460), 1388.
- WAGENBRENNER, J. W., ROBICHAUD, P. R., BROWN, R. E. (2016). Rill erosion in burned and salvage logged western montana forests: effects of logging equipment type, traffic level, and slash treatment. *J. Hydrol.*, 541, 889-901.
- ZAADY, E., KATRA, I., YIZHAQ, H., KINAST, S. AND ASHKENAZY, Y. (2014). Inferring the impact of rainfall gradient on biocrusts' developmental stage and thus on soil physical structures in sand dunes. *Aeolian Res.* 13, 81–89.
- ZHANG Y., ARADOTTIR A. L., SERPE M. AND BOEKEN B. (2016). Interactions of Biological Soil Crusts with Vascular Plants. In: Weber B., Büdel B., Belnap J. (eds) *Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 226. Springer, Cham. http://doi-org-443.webvpn.fjmu.edu.cn/10.1007/978-3-319-30214-0_19
- ZHANG, R. (1997). Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 1024-1030.
- ZHAO, Y. AND XU, M. (2013). Runoff and soil loss from revegetated grasslands in the Hilly Loess Plateau Region, China: influence of biocrust patches and plant canopies. *J. Hydrol. Eng.* 18, 387-393.