



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1834

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Asignación de prioridades de restauración post-incendio mediante criterio experto en grandes incendios forestales: el caso del incendio de Ribera d'Ebre (Tarragona, 2019)

DE FRUTOS, S. (1), CASALS, P. (1), BACARDIT, P. (2), GELABERT, P. (3), TERUEL, M. (1), VALLEJO, V. R. (4), VALOR, T. (5), VILÀ-VILARDELL, L. (1), COLL, L. (3)

- (1) Joint Research Unit CTFC-AGROTECNIO-CERCA, Ctra. Sant Llorenç de Morunys km. 2, 25280 Solsona, España
- (2) Secció de Restauració i Millora Forestal. Oficina Tècnica de Prevenció Municipal d'Incendis Forestals i Desenvolupament Agrari. Àrea d'Espais Naturals i Infraestructura Verda. Diputació de Barcelona
- (3) Departament de Ciència i Enginyeria Forestal i Agrícola (DCEFA), Universitat de Lleida, Av. Alcalde Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España
- (4) Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM)
- (5) Departament de Enginyeria Agrolimentària i Biotecnologia, Escola d'Enginyeria Agrolimentària i de Biosistemes. Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech

Resumen

Tras darse por extinguido un incendio forestal, puede ser necesario planificar trabajos de restauración para estabilizar el suelo y facilitar el establecimiento de una nueva cubierta vegetal. En grandes incendios forestales (GIF), la priorización de las áreas críticas a restaurar se complica, por la gran cantidad de recursos humanos, materiales y tiempo necesarios para realizar una inspección visual de toda la superficie afectada. Este trabajo pretende aportar una solución para este problema a través del desarrollo de una metodología para la obtención de mapa de prioridad de restauración post-incendio haciendo uso de recursos cartográficos disponibles en acceso abierto y de criterio experto. En el trabajo se ha utilizado como caso de estudio el incendio de Ribera d'Ebre (Tarragona, 2019). El mapa resultante se obtuvo a partir de la asignación de funciones de utilidad y pesos a diversas variables influyentes sobre la erosión del suelo y la capacidad de recuperación de la vegetación. En siguientes etapas se validará la metodología mediante técnicas de aprendizaje automático y valores reales de recuperación post-incendio en otros grandes incendios ocurridos en Cataluña.

Palabras clave

FIRE-RES, priorización, áreas críticas de restauración, recursos cartográficos

1. **Introducción**El fuego es un elemento fundamental en el medio mediterráneo, pues la frecuencia y recurrencia de incendios es un modulador de la evolución de los ecosistemas, tanto en composición específica como en estructura y funcionalidad. La toma de decisiones después de un incendio, especialmente cuando la superficie afectada es extensa y compleja estructuralmente, requiere de herramientas espacialmente explícitas que permitan priorizar la necesidad de actuación, a corto y a medio plazo. Un ejemplo de este tipo de instrumentos lo constituye POSTFIRE, desarrollado por el CEAM (ALLOZA ET AL., 2021). En la recuperación natural del ecosistema tras un incendio influyen la erosión



del suelo, la vegetación presente en la superficie afectada antes del incendio, el grado de afección sufrido y la existencia de condicionantes topográficos que puedan condicionar su recuperación natural. Estos factores pueden agruparse en dos grandes criterios: el riesgo de erosión del suelo y la capacidad natural de recuperación de la vegetación. La pérdida de suelo es un impacto irreversible a escala humana y conlleva la pérdida de la mayoría de los servicios que proporcionaba el sistema afectado. Después de un incendio forestal, el suelo pasa a estar drásticamente desprotegido frente a la erosión, y la degradación asociada a su pérdida puede dificultar la recuperación de la vegetación. La susceptibilidad a la erosión se estima en función de características geomorfológicas, litológicas, edáficas y de la cubierta vegetal. El riesgo de erosión disminuye con la recuperación de la vegetación, que retiene el suelo y reduce el impacto de las gotas de lluvia y la escorrentía. La recuperación natural de la vegetación tras un incendio depende principalmente de la estrategia regenerativa de las especies dominantes (VALLEJO Y ALLOZA 2015). En general, las comunidades vegetales dominadas por especies rebrotadoras presentan altas tasas de supervivencia y rápida regeneración de la parte aérea y, por lo tanto, de la cobertura vegetal (VALLEJO y ALLOZA, 1998). De ahí que comunidades vegetales dominadas por especies rebrotadoras tengan un potencial de recuperación más elevado a corto plazo que aquellas dominadas por germinadoras, cuya recuperación depende tanto de la afección a los bancos de semillas (aéreo y edáfico, BUHK ET AL. 2007) como de las condiciones meteorológicas posteriores al incendio. Estudios recientes muestran cómo la recuperación natural de la vegetación tras un incendio depende principalmente de la duración de los episodios de sequía (BAUTISTA ET AL., 2009, BLANCO-RODRÍGUEZ ET AL. 2023). Sin embargo, las variables meteorológicas no dejan de estar sujetas a la variabilidad no ya inter-anual, si no también inter e intra-incendio, por lo que no se puede depender únicamente de ellas para plantear o no actuaciones de restauración. Otros factores que cumplen un papel en la recuperación post-incendio pueden ser la severidad del incendio (FERNÁNDEZ-MANSO ET AL. 2016) y la configuración orográfica (BRONCANO Y RETANA 2004). En ambos casos, son variables fácilmente valorables tras el incendio, debido tanto a la existencia de cartografía de libre acceso como a los programas de observación de la tierra que nos permiten contar con imágenes satelitales de alta resolución en pocos días tras el incendio. Así, mediante índices espectrales como el dNBR (KEY & BENSON 2006), se pueden obtener estimaciones de la severidad de un incendio. El uso de información derivada de sensores remotos, fuentes cartográficas confiables de libre acceso y técnicas de validación de los modelos desarrollados permiten la priorización rápida de las necesidades de restauración de superficies afectadas por grandes incendios.

2. **Objetivos** El objetivo principal es el desarrollo de cartografía para la determinación inmediata de áreas de restauración prioritaria dentro del perímetro de grandes incendios forestales. Esto permite optimizar los recursos humanos y materiales en aquellas zonas con un menor potencial de recuperación o mayor vulnerabilidad frente a fenómenos erosivos. En esta comunicación presentamos una propuesta metodológica, aplicada a un caso de estudio concreto, que, a través de criterio experto, prioriza áreas de restauración.



3. Metodología

Área de estudio

Este trabajo se ha realizado tomando como ejemplo el incendio forestal de Ribera d'Ebre (Tarragona), ocurrido en junio de 2019. Este incendio, que afectó a unas 6.800 ha forestales y cultivos agrícolas (PANEGHEL ET AL. 2024), ha sido uno de los últimos grandes incendios forestales en Cataluña. De toda la superficie afectada, para la realización de este trabajo se ha tenido en cuenta únicamente aquella superficie que contuviese hábitats de tipo forestal dentro del perímetro del incendio.

Elaboración previa de cartografía

Aunque en la restauración post-incendio influyen muchos factores, con el fin de desarrollar un instrumento espacialmente explícito y rápido de utilizar se han seleccionado según i) la disponibilidad inmediata de la información; ii) prioridad para la restauración; y iii) aquellos con mayor influencia en la restauración post-incendio a muy corto plazo. Los factores escogidos han quedado agrupados según dos grandes criterios: el riesgo potencial de erosión del suelo y la capacidad natural de recuperación de la vegetación.

Para caracterizar el criterio de erosión, se han usado tres subcriterios: la erosionabilidad del suelo (a través del factor K de la RUSLE, *Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada*), la longitud de la pendiente (factor LS de la RUSLE) y la severidad del incendio. Así, el factor K se ha extraído de cartografía del Inventario Nacional de Erosión de Suelos, proporcionada por el Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO 2022), con una resolución de 25x25 metros. En cuanto al factor LS, se ha obtenido a través de geoprocesado, siguiendo las ecuaciones marcadas por DESMET & GOVERS (1996) y MCCOOL ET AL. (1997). Para el cálculo de la longitud, el subfactor L, en primer lugar, se ha obtenido el modelo digital del terreno (MDT) del Instituto Geográfico Nacional (IGN) a resolución 2x2 m. Este MDT se debe rellenar para corregir la existencia de falsas depresiones endorreicas producidas por la toma e interpolación de datos topográficos. Después se generan las capas de dirección y acumulación de flujo (cuenca vertiente a cada píxel). Por otro lado, han de realizarse una serie de cálculos intermedios para la obtención de los coeficientes “β” y “m” relacionados con este subfactor (eqs. 1-4).

$$L = (L_{(i,j)} / 22,13)^m \quad [1]$$

$$L_{(i,j)} = \left(\frac{[(A_{(i,j)} + D^2)]^{(m+1)} - [A_{(i,j)}]^{(m+1)}}{(x^m D^{(m+2)} - 22,13)^m} \right) \quad [2]$$

donde $A_{i,j}$ es el área de la cuenca vertiente a cada píxel, $x = (\sin \alpha_{i,j} + \cos \alpha_{i,j})$; α = orientación de la dirección del flujo), D = tamaño de celda

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad [3]$$

$$\beta = ((\sin(\theta)) / 0,0896) / (3 * [\sin(\theta)]^{0,8 + 0,56}) \quad [4]$$

donde θ es el ángulo de la pendiente en radianes

Para el cálculo de la pendiente, el subfactor S, se han utilizado las ecuaciones de la RUSLE desarrolladas por MCCOOL ET AL. (1997) (eq. 5), a partir del MDT del IGN a



escala 2x2 m.

$$S=10,8\text{sen}(\theta)+0,03 \text{ si pendiente} < 9\%$$

$$S=16,8\text{sen}(\theta)-0,5 \text{ si pendiente es } \geq 9\% \text{ [5]}$$

Por último, se ha obtenido la severidad a través de la diferencia del índice espectral normalizado de área quemada (NBR) entre las imágenes satelitales disponibles más cercanas al pre y post perturbación dNBR (eqs. 6 y 7).

$$\text{NBR}=(\text{NIR}-\text{SWIR})/(\text{NIR}+\text{SWIR}) \text{ [6]}$$

Donde NIR es infrarrojo cercano y SWIR, infrarrojo de onda corta.

$$\text{dNBR}=\text{NBR}_{\text{pre}}-\text{NBR}_{\text{post}} \text{ [7]}$$

Para el cálculo del criterio de capacidad natural de recuperación de la vegetación, se ha incluido la severidad del incendio, la orientación de la pendiente y la capacidad de rebrote de la comunidad existente. La capacidad de rebrote se ha derivado del *Mapa d'Habitats de Catalunya*, disponible a escala 1:50.000, asignando a cada comunidad existente un potencial de rebrote según la composición específica y la capacidad de cada una de las especies para rebrotar. A partir de los inventarios florísticos existentes en el *Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya* (FONT 2011), se ha calculado el porcentaje de cobertura de especies con estrategia rebrotadora o germinadora para cada asociación fitosociológica que compone un determinado hábitat. La estrategia post-incendio se ha obtenido de la base BROT (TAVSANOGLU & PAUSAS2018).

La orientación se ha obtenido a través del MDT a escala 2x2 m, con un sencillo procesado en GIS, más una transformación a valores continuos entre -1 y 1, de forma que (-1) corresponde a la umbría pura (N) y el 1 a la solana pura (S) (eq. 8)

$$\text{northness}=\cos(\text{aspect}) \text{ [8]}$$

Reunión con expertos (determinación de funciones de utilidad y pesos y obtención de mapa de prioridad de restauración)

Una vez definidos los criterios y subcriterios, se convocó a personas expertas en restauración de perfil científico-técnico a una reunión presencial para la definición de las funciones de utilidad y pesos de cada uno de los criterios y subcriterios, con el fin de obtener un mapa de prioridad de restauración.

A través de las funciones de utilidad, se definió, para cada variable, una serie de valores umbral para los cuales el criterio tiene mayor o menor importancia. Las funciones de utilidad se presentan en la figura 1.

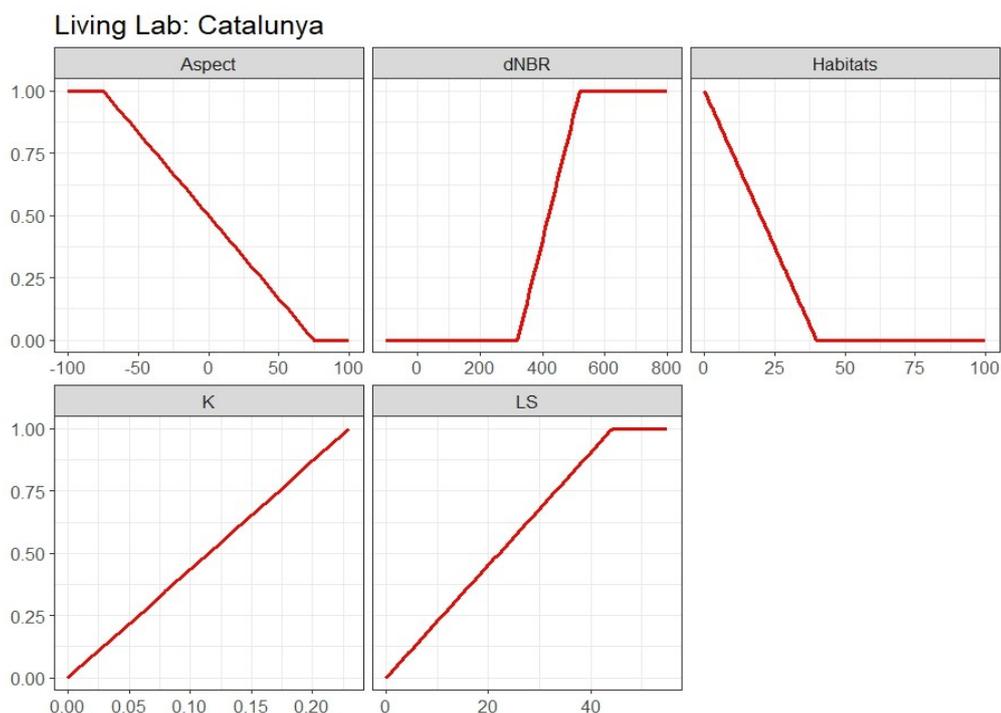


Figura 1. Funciones de utilidad empleadas en el ejercicio de priorización de restauración post-incendio

Para el factor K, se optó por una función de utilidad lineal para todo el rango de valores del factor.

Para el factor LS, al dividirse en dos subfactores, se establecieron funciones de utilidad para cada uno de ellos. Así, para el subfactor L, se desarrolló una función de utilidad lineal entre los valores 0 y 60 m de longitud de ladera, a partir del cual el subfactor toma valor 1.

Para el subfactor S, se estableció una función de utilidad lineal entre los valores 0 y 40% de pendiente (transformado a ángulo), a partir del cual el subfactor toma valor 1.

Para la severidad, se escogieron los valores establecidos en GARCÍA-LLAMAS ET AL. (2020) a modo de propuesta. De esta forma, las zonas no quemadas o quemadas con baja severidad toman valor 0, que es equivalente a $dNBR < 317$. El factor crece linealmente entre 317 y 527 (severidad moderada) y a partir de 527 se considera alta severidad y el factor coge valor 1.

Para la cobertura de rebrotadoras, obtenida desde el mapa de hábitats, consideramos, en primer lugar, que la cobertura post-incendio podrá alcanzar a corto plazo (menos de un año) alrededor de un tercio de la cobertura pre-incendio (KUENZI ET AL. 2008). Posteriormente, se estableció la función de utilidad de forma que por debajo del 40% de cobertura, el factor decrece linealmente, y a partir de ese 40% de cobertura, se considera 0.

Para la orientación de la ladera, el factor parte de valores entre -1 y 1. De esta forma, en las orientaciones de umbría pura (consideradas entre -1 y -0.75), el factor toma valor 0, crece linealmente entre -0.75 y 0.75, y toma valor 1 en las solanas puras.

El último paso fue el establecimiento de pesos para los criterios y subcriterios. En la reunión, se alcanzó por consenso la siguiente ecuación:

$$\text{Prioridad restauración} = 0,75 \cdot (0,5 \cdot K + 0,4 \cdot \text{LS} + 0,1 \cdot \text{dNBR}) + 0,25 \cdot (0,7 \cdot \text{Habitats} + 0,2 \cdot \text{Orientación} + 0,1 \cdot \text{dNBR})$$

4.

Resultados

En la figura 2 se presentan los mapas para las distintas variables utilizadas y transformadas a través de las funciones de utilidad presentadas anteriormente.

Los dos factores procedentes de la RUSLE (K y LS) no ofrecen mucha variabilidad dentro del incendio elegido, presentando en su mayoría valores bajos dentro del rango teórico de la variable. Lo mismo ocurre, pero en sentido opuesto, con la cobertura de rebrotadoras, que es en general alta en todo el área afectada. Son, por tanto, la severidad y la orientación las dos variables con mayor variabilidad.

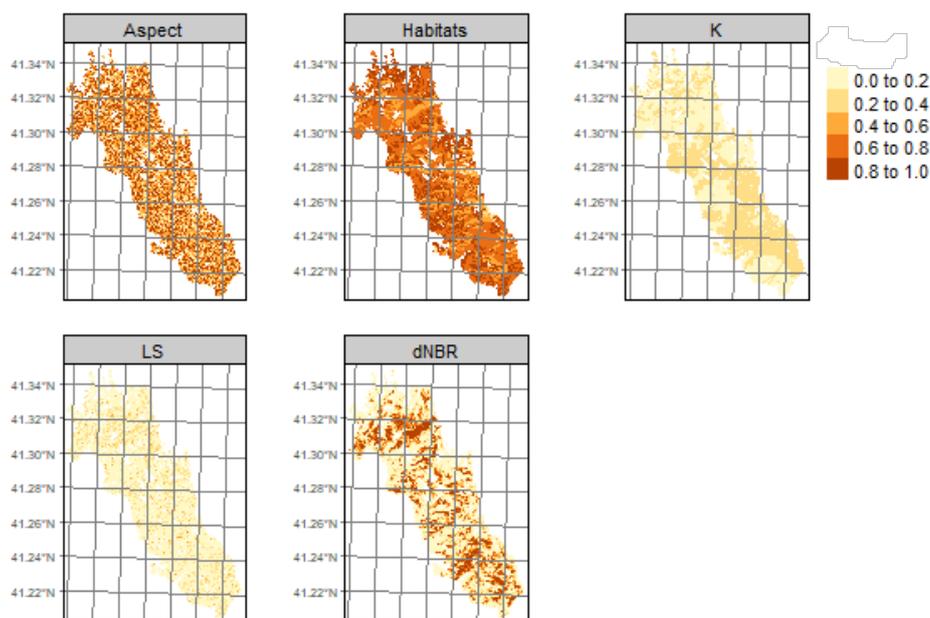


Figura 2. Mapas de distribución espacial de los factores escogidos para la priorización de restauración

El ejercicio de priorización en el incendio escogido muestra que las áreas de mayor prioridad de restauración están repartidas por toda la zona afectada por el incendio (Figura 3).

Las áreas de mayor tamaño, situadas en la zona norte del incendio, coinciden habitualmente con zonas de mayor valor del factor LS combinado con una menor presencia de especies rebrotadoras y severidades más altas. La zona sur del incendio, que presenta mayor susceptibilidad en cuanto a la erosión y también concentra zonas con severidades más altas, presenta un mayor potencial de recuperación natural por la relativa dominancia de comunidades de rebrotadoras.

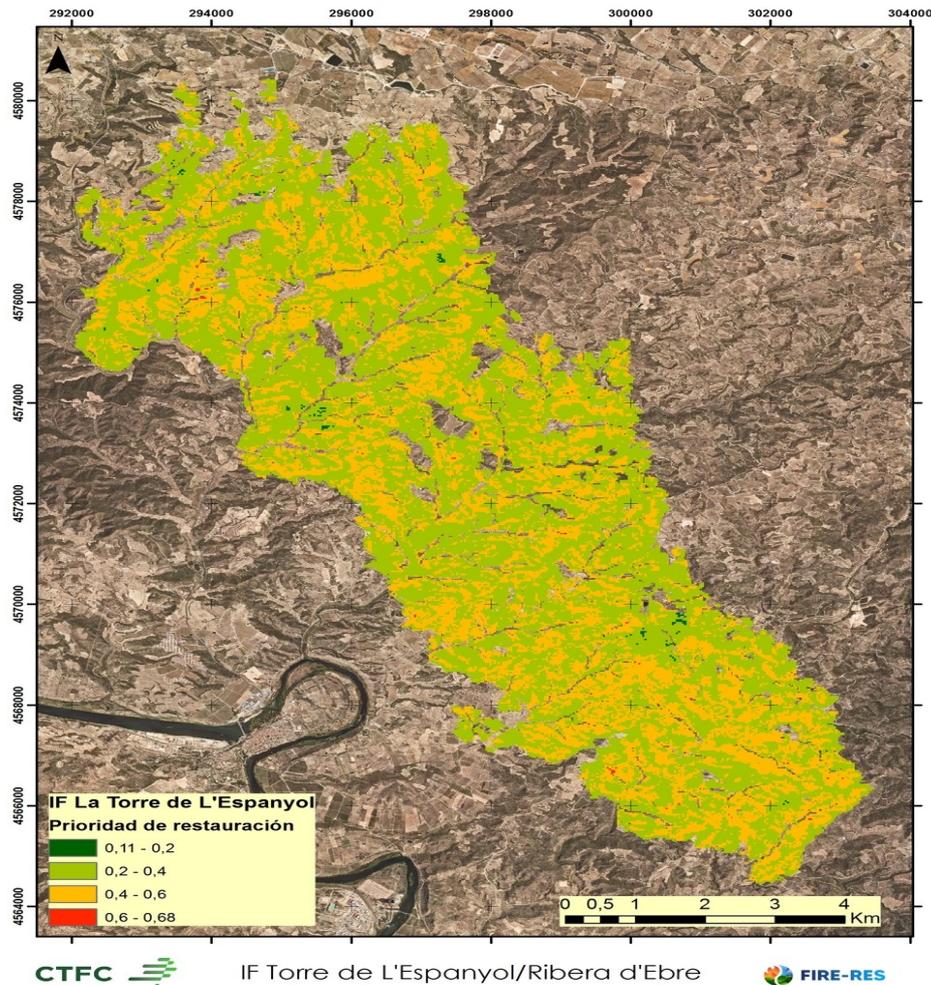


Figura 3. Mapa resultante de la aplicación de la metodología desarrollada vía criterio experto para el caso de estudio del incendio de La Torre de L'Espanyol.

5. Discusión

En primer lugar, las personas expertas valoraron con baja importancia la severidad del incendio, si bien se incluyó dentro de los dos criterios empleados (erosión y recuperación de la vegetación). La severidad, según algunos trabajos, es el segundo factor más importante para la recuperación post-incendio (BLANCO-RODRÍGUEZ ET AL. 2023). Nuestra metodología podría estar infravalorando el efecto que tienen las islas de vegetación no quemada dentro del perímetro del incendio. Estas islas de vegetación son zonas donde la severidad será nula o muy baja, y donde no será necesario generalmente actuar (o al menos no con urgencia). Por otro lado, estas islas de vegetación no quemada funcionan como núcleos naturales de dispersión y recuperación del ecosistema (MORELLI ET AL. 2016), pues suponen reservorios de semilla necesarios para las especies que necesitan individuos adultos maduros para poder regenerarse (PIMONT ET AL. 2011). De igual manera, debido a la complejidad para valorar, dentro del factor L, el efecto que elementos antrópicos, como aterrazados de cultivos abandonados, tienen en la longitud real de ladera, este factor podría también estar siendo sobreestimado.

La prioridad de restauración puede encerrar también otros condicionantes de tipo social que no estamos teniendo en cuenta en nuestra metodología. Por ejemplo, se



ha observado cómo la población que vive en las proximidades o dentro del perímetro de un incendio cree que es prioritario restaurar las zonas próximas a donde viven, tanto por los posibles impactos asociados a tener el suelo desnudo (inundaciones, colmatación de embalses, impactos en infraestructuras) como por su conexión con el monte que tienen en las proximidades (RYAN & HAMIN 2008). Áreas protegidas, o polos de actividad económica, son también zonas que otros trabajos han considerado prioritarias para restaurar (CERVELLI ET AL. 2022).

Los siguientes pasos a realizar en el marco de este trabajo consisten en evaluar esta metodología en más incendios en Cataluña, así como comparar los resultados con los que se obtienen valorando la recuperación post-incendio mediante información satelital, usando la transformación espectral *tasseled cap* brillo en la etapa post-incendio (de una forma equivalente a cómo se utiliza en BLANCO-RODRÍGUEZ ET AL. 2023). El resultado final será una herramienta que permita al personal técnico encargado de la restauración de áreas quemadas identificar las zonas prioritarias de intervención pocos días después del incendio.

6. Conclusiones

En este trabajo se ha presentado una metodología para la obtención de áreas prioritarias de restauración post-incendio basada en el criterio experto y la disponibilidad inmediata de la información. El resultado obtenido ha sido coherente con los criterios y subcriterios empleados, su ponderación y la distribución espacial de los mismos. En posteriores fases se evaluará esta metodología y se comparará con otras desarrolladas usando *random forest*.

7. Agradecimientos

Este trabajo se ha financiado a través del programa de Investigación e Innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea, mediante el proyecto “Innovative technologies & socio-ecological-economic solutions for fire resilient territories in Europe - FIRE-RES”, código de proyecto 101037419.

8. Bibliografía

ALLOZA, J.A.; BAEZA, M.J.; DISANTE, K., SANTANA, V.M., VALLEJO, V.R. 2021. POSTFIRE: sistema experto para la gestión de zonas forestales quemadas. 30 años de investigación en restauración forestal. Fundación CEAM. Valencia. 105 pp. ISBN-13 978-84-921259-8-2

BAUTISTA, S.; ROBICHAUD, P. R.; BLADE, C. 2009. Post-fire Mulching. In: Cerdá, A. and Robichaud, P. R., (eds.). Fire effects on soils and restoration strategies. 354-372. Science Publishers, Oxford, UK.

BLANCO-RODRÍGUEZ, M.Á.; AMEZTEGUI, A.; GELABERT, P.; RODRIGUES, M.; COLL, L. 2023. Short-term recovery of post-fire vegetation is primarily limited by drought in Mediterranean forest ecosystems. *Fire Ecol.*, 19, 68. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00228-w>

BRONCANO, M.J.; RETANA, J. 2004. Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin. *Int. J. Wildland Fire*, 13(2), 209–216.



BUHK, C.; MEYN, A.; JENTSCH, A. 2007. The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean basin: Scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecol.*, 192(1), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9224-2>

CERVELLI, E.; PINDOZZI, S.; ALLEVATO, E.; SAULINO, L.; SILVESTRO, R.; SCOTTO DI PERTA, E.; SARACINO, A. 2022. Landscape Planning Integrated Approaches to Support Post-Wildfire Restoration in Natural Protected Areas: The Vesuvius National Park Case Study. *Land* 11(7) 1024. <https://doi.org/10.3390/land11071024>

DESMET, P.J.J.; GOVERS, G. 1996. A GIS Procedure for Automatically Calculating the USLE LS Factor On Topographically Complex Landscapes Units. *J. Soil Water Conserv.*, 51(5), 427-433.

GARCÍA-LLAMAS, P.; SUÁREZ-SEOANE, S.; FERNÁNDEZ-MANSO, A.; QUINTANO, C.; CALVO, L. 2020. Evaluation of fire severity in fire-prone ecosystems of Spain under two different environmental conditions. *J. Environ. Manag.*, 271, 110706. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110706>

FERNANDES, P.M.; PACHECO, A.P.; ALMEIDA, R.; CLARO, J. 2016. The role of fire-suppression force in limiting the spread of extremely large forest fires in Portugal. *Eur. J. For. Res.*, 135, 253–262. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0933-8>

FERNÁNDEZ-MANSO, A.; QUINTANO, C.; ROBERTS, D.A. 2016. Burn severity influence on post-fire vegetation cover resilience from Landsat MESMA fraction images time series in Mediterranean forest ecosystems. *Remote Sens. Environ.*, 184, 112–123.

FONT, X. 2011. El banc de dades de biodiversitat de Catalunya. *Omnis Cellula*, 64-67.

HOLDEN, Z.A.; MORGAN, P.; EVANS, J.S. 2009. A predictive model of burn severity based on 20-year satellite-inferred burn severity data in a large southwestern US wilderness area. *For. Ecol. Manage.*, 258(11), 2399-2406. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.017>

KEY, C.H.; BENSON, N.C. 2006. Landscape Assessment: Ground Measure of Severity, the Composite Burn Index; and Remote Sensing of Severity, the Normalized Burn Ratio, en D. C. LUTES, D.C; KEANE, R.E.; CARATTI, J.F.; KEY, C.H., BENSON, N.C.; SUTHERLAND, S.; GANGI, L.J. (eds.). FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Gen. Tech. Rep.

KUENZI, A.M.; FULÉ, P.Z.; SIEG, C.H. 2008. Effects of fire severity and pre-fire stand treatment on plant community recovery after a large wildfire. *For. Ecol. Manage.*,



255(3-4), 855-865. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.001>

MCCOOL, D.K.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A. 1997. Slope length and steepness factors (LS), en RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. (eds.). Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), Agriculture Handbook No. 703, Chapter 4, 101-141. USDA-ARS.

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA. 2022. Inventario Nacional de Erosión de Suelos (2002-2019). Disponible para su consulta en: <https://inspire-geoportal.ec.europa.eu/srv/api/records/38687cf6-4bb9-43a4-a54c-03d1347b8a75>

MORELLI, T.L.; DALY, C.; DOBROWSKI, S.Z.; DULEN, D.M.; EBERSOLE, J.L.; JACKSON, S.T.; et al. 2016. Managing climate change refugia for climate adaptation. *PLoS One*, 11(8), e0159909.

PANEGHEL, M.; TORNÉ, G.; MORIN, X.; ALDAY, J.G.; COLL, L. 2024. Increasing temperature threatens post-fire auto-successional dynamics of a Mediterranean obligate seeder. *J. Ecol.*, 112, 2929–2943. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14433>

PIMONT, F.; PRODON, R.; RIGOLOT, E. 2011. Comparison of postfire mortality in endemic Corsican black pine (*Pinus nigra* ssp. *laricio*) and its direct competitor (*Pinus pinaster*). *Ann. For. Sci.*, 68, 425-432.

RODRIGUES, M.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; OLIVEIRA, S.; MOREIRA, F.; CAMIA, A. 2013. An Insight into Spatial-Temporal Trends of Fire Ignitions and Burned Areas in the European Mediterranean Countries. *J. Earth Sci. Eng.*, 3(7), 497.

RUBIO, J.L.; FORTEZA, J.; ANDREU, V.; CERNI, R. 1997. Soil profile characteristics influencing runoff and soil erosion after forest fire: A case study (Valencia, Spain). *Soil Technol.*, 11(1), 67-78. [https://doi.org/10.1016/S0933-3630\(96\)00116-X](https://doi.org/10.1016/S0933-3630(96)00116-X)

RYAN, R.L.; HAMIN, E. 2008. Wildfires, Communities, and Agencies: Stakeholders' Perceptions of Postfire Forest Restoration and Rehabilitation. *J. For.*, 106(7), 370–379. <https://doi.org/10.1093/jof/106.7.370>

SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; MORENO, J.M.; CAMIA, A. 2013. Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *For. Ecol. Manage.*, 294, 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.050>

TANGNEY, R.; PAROISSIEN, R.; LE BRETON, T.D.; THOMSEN, A.; DOYLE, C.A.T.; ONDIK, M.; MILLER, R.G.; MILLER, B.P.; OOI, M.K.J. 2022. Success of post-fire plant recovery strategies varies with shifting fire seasonality. *Commun. Earth Environ.*, 3,



126. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00453-2>

TAVSANOGLU, Ç.; PAUSAS, J.G. 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. *Sci. Data*, 5, 180135. <http://www.uv.es/jgpausas/brot.htm>

VALLEJO, V.R.; ALLOZA, J.A., 1998. The restoration of burned lands: The case of eastern Spain. In: Large Forest Fires. J.M. Moreno ed., pp 91-108. Backhuys Publ., Lieden.

VALLEJO, V.R.; ALLOZA, J.A. 2015. Postfire ecosystem restoration. Chapter 12. In: Paton, D., Buergelt, P.T. McCaffrey, S. & Tedim, F. (eds.): Wildfire hazards, risks, and disasters, pp: 229-246. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.