



8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya - 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración de la vegetación en el incendio de Ponte Caldelas (Pontevedra, España)

CRUZ DE LA FUENTE, ÓSCAR¹, FERNÁNDEZ RIVEIRO, S.¹, FERNÁNDEZ SANTANA, C¹, REYES, O¹.

¹Grupo BIOAPLIC. Área de Ecología. Departamento de Biología Funcional, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Resumen

Los incendios forestales son una de las amenazas medioambientales más graves de todo el mundo, que se ha acrecentado en los últimos años debido al cambio climático. Sin embargo, los efectos que provocan los incendios forestales dependen en gran medida de la severidad del incendio, ya que no todas las especies pueden recuperar su cobertura de la misma manera. El objetivo de este trabajo es determinar la importancia que tiene la severidad del gran incendio producido en octubre de 2017, en Ponte Caldelas (Pontevedra, España), en la recuperación de la vegetación de carballeiras de *Quercus robur* L. y eucaliptales de *Eucalyptus globulus* Labill.

La severidad del incendio se analizó a través de imágenes de satélite. Así pues, se estudió la cobertura global de la vegetación en tres niveles de severidad del incendio durante 3 años después de este, más en áreas no quemadas. Se establecieron 5 parcelas por cada nivel de severidad y por cada tipo de vegetación en parcelas de 30x30 m. Además, se midió la cobertura vertical en las mismas parcelas. La recuperación de la vegetación estuvo condicionada principalmente por la severidad del incendio y secundariamente por el tipo de vegetación.

Palabras clave

Severidad de fuego, cobertura vertical, *Quercus robur*, *Eucalyptus globulus*, clima atlántico.

1. Introducción

Las perturbaciones se definen como cualquier proceso relativamente singular en el tiempo que modifica la estructura de los ecosistemas, las comunidades, o las poblaciones mediante el cambio en los recursos, disponibilidad del sustrato o el ambiente físico (PICKETT & WHITE, 1985). Los incendios forestales son una de las mayores perturbaciones que afectan a la biodiversidad y a la estructura de las comunidades vegetales a nivel mundial. Desde hace aproximadamente 30 años, la frecuencia de incendios se incrementó notablemente (CARBALLAS et al., 2009), motivado por el despoblamiento rural, el calentamiento global, el abandono de las tierras, así como la introducción de especies exóticas invasoras altamente inflamables, como *E. globulus*. Entre las regiones del planeta más susceptibles de los incendios forestales está el sur de Europa (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2020).

El fuego está considerado como un agente de cambio de los ecosistemas, ejerciendo una fuerte influencia sobre el funcionamiento y diversidad de las comunidades vegetales y del paisaje (DÍAZ-FIERROS et al., 1990; PAUSAS & KEELEY, 2014; TRABAUD, 1987). Pero, la alta recurrencia de incendios podría ser negativa para algunas especies y comunidades, ya que los intervalos de tiempo cortos entre incendios implican una disminución en la resiliencia de los ecosistemas, entendiendo la resiliencia como la capacidad que tienen a retornar a las condiciones previas, es decir, la eficiencia del proceso de restauración de su estructura y funcionamiento original (KEELEY, 2009; MALANSON & TRABAUD, 1987).

El comportamiento de los incendios está determinado principalmente por el clima y la meteorología, las características topográficas y el tipo de combustible (VÉLEZ, 2000). Por lo tanto, una parte primordial es determinar y cuantificar el efecto que tienen las perturbaciones, como el fuego, sobre la vegetación y su dinámica en el espacio y en el tiempo.

A corto plazo después de un incendio, un conocimiento detallado y rápido del nivel de daño y su distribución espacial (mapa de severidad de quemado) es esencial para cuantificar el impacto de los incendios en los paisajes (VAN WAGTENDONK et al., 2004). Además, estimar el nivel de severidad de incendio, analizando las características de la zona quemada para observar las características físicas del medio y las particularidades del combustible presente que pueden llegar a reflejar el proceso de regeneración del medio incendiado, es también muy importante.

Según KEELEY, 2009, la severidad del fuego se entiende como el cambio en la biomasa producida por un incendio. La regeneración de la cubierta vegetal se producirá a partir de las poblaciones de especies capaces de sobrevivir y volver a crecer tras el fuego (especies rebrotadoras), y de las que establecen nuevas poblaciones (especies germinadoras), ya sea a partir de semillas que se mantienen almacenadas en el banco de semillas del suelo o de las copas, o que llegan posteriormente al incendio (LLORET, 2004). Para muchas especies el fuego representa la perdida de individuos, pero esta pérdida puede llegar a no producirse cuando las especies disponen de órganos a partir de los cuales pueden rebrotar después de perturbación (REYES et al., 2009) o de semillas resistentes a las altas temperaturas (CRUZ et al., 2017; RIVEIRO et al., 2019), que germinan y aprovechan la abundancia de espacio y recursos generados por el fuego (REYES et al., 2018). Además, hay que añadir las posibilidades que se abren a otras especies que no se formaban parte de la comunidad quemada y, después del fuego, pueden encontrar condiciones ambientales adecuadas para establecerse. Tras un fuego es habitual un cambio importante en la estructura de la vegetación (ÁLVAREZ et al., 2009). También se suelen dar cambios importantes en la porción de superficie del suelo cubierta por vegetación (MUÑOZ et al., 2012; PESQUEIRA et al., 2005), lo cual tiene repercusiones importantes en el riesgo de erosión. A su vez, los procesos erosivos inmediatamente posteriores a un incendio pueden condicionar la regeneración de la vegetación y la identidad de la comunidad que se regenere.

En octubre de 2017 se originó un gran incendio en Ponte Caldelas (Pontevedra, España) que quemó cerca de 10.000 ha, principalmente de monte arbulado. Las comunidades vegetales que dominaban esa zona eran sobre todo eucaliptales de *E. globulus* y también existían algunas carballeiras de *Q. robur*, las cuales ocupaban menor extensión y estaban muy fragmentadas.

Por esta razón este trabajo se centra en el estudio de la vegetación de la zona quemada a lo largo de los 3 primeros años de regeneración post-incendio para comparar la regeneración de las dos comunidades más afectadas por el fuego: eucaliptales y robledales.

2. Objetivos

- 1) Analizar el efecto de la severidad de fuego sobre la estructura vertical de dos comunidades arbóreas y sobre su dinámica temporal.
- 2) Relacionar la cobertura del suelo (cobertura horizontal) con la severidad del fuego y conocer los cambios temporales en dos comunidades arbóreas.

3. Metodología

3.1. Regeneración post-fuego

El Grupo de Ecología Aplicada y Teledetección (GEAT) de la Universidad de León realizó un mapa de severidad de incendio con el índice de quemado normalizado diferenciado (dNBR), que es el índice espectral de severidad de quemado. La fuente de datos utilizada para calcular este índice fueron las imágenes de Landsat 8 del 12 de octubre de 2017 y 28 de octubre de 2017. Ellos detectaron tres niveles de severidad (bajo, medio y alto). Una vez clasificado en un mapa las diferentes zonas de severidad y con el fin de asignar parcelas de campo en todas las situaciones de severidad, seguimos un diseño aleatorio estratificado. Específicamente, distribuimos las parcelas de campo proporcionalmente a cada categoría de severidad, estableciendo como mínimo 3 parcelas en cada nivel de severidad. Se ubicaron, al azar, parcelas de 30 x 30 m en ambos ecosistemas y en los

diferentes niveles de severidad. Además, se muestrearon 5 parcelas control (sin quemar) en cada comunidad. Dentro de cada parcela, se delimitaron 4 subparcelas de 2 x 2 m. Para facilitar la toma de datos y obtener una mayor fiabilidad se dividieron las subparcelas en cuatro unidades de muestreo de 1 x 1 m. Dentro de cada unidad de muestreo se tomaron las siguientes medidas:

- Cobertura vertical o por estratos: porcentaje de cobertura vegetal presente en diferentes capas ubicadas verticalmente desde el suelo hacia arriba, en cuatro estratos verticales (0-0,5 m, 0,5-1 m, 1-4 m, >4 m). En esta medida se tuvieron en cuenta la cobertura vegetal en conjunto, sin diferenciar entre especies leñosas y herbáceas.
- Cobertura horizontal de las variables de la superficie del suelo: porcentaje de superficie del suelo ocupada por a) vegetación viva, b) suelo mineral y c) vegetación muerta (restos muertos, hojarasca, ramas, etc.).

Ambas medidas de cobertura fueron tomadas durante los 3 primeros años después de incendio (2018, 2019, 2020). Se consideró una comunidad de *E. globulus* o de *Q. robur* siempre que la especie dominante estuviera presente en las 16 unidades de muestreo de 1 x 1 m.

3.2. Tratamiento estadístico

Los datos obtenidos en la regeneración post incendio de las comunidades de *E. globulus* y *Q. robur* se analizaron estadísticamente. Para el análisis de la varianza, se utilizaron modelos lineales de efectos mixtos para evaluar los efectos de la severidad y los años después del incendio en la regeneración posterior al incendio con un nivel de significancia de 0,05. Como las variables seguían la normalidad, se llevaron a cabo análisis independientes para las comunidades de *E. globulus* y *Q. robur* en un análisis completamente factorial con los factores fijos Severidad y Año. Los efectos aleatorios de la unidad de muestreo y la subparcela, posteriormente anidados dentro de la variable aleatoria Plot, se agregaron para tener en cuenta las relaciones espaciales en los datos de campo. Las parcelas control también se incluyeron en el análisis como “vegetación sin quemar”. Estos datos fueron analizados con el programa estadístico IBM SPSS Statistics 24.

4. Resultados

4.1. Cobertura vertical

Los resultados obtenidos varían en función de la comunidad y del estrato vertical estudiado. En el estrato de copas (>4 m) es donde se producen los cambios más importantes y significativos ($p < 0,05$), ya que desaparece completamente con nivel de severidad alta y se reduce mucho (<1%) con severidad media. La cobertura control es de 60% y la de las parcelas con severidad baja 48% (Figura 1B). En el segundo año de regeneración la cobertura sigue siendo muy escasa en las parcelas con severidades media y alta. En el tercer año, se produce un ligero incremento de sus coberturas (25% y 10%, respectivamente), pero no alcanzan el valor control. En las parcelas con severidad baja, la cobertura aumenta paulatinamente y alcanza un valor del 36.5% durante el tercer año.

El estrato de matorral alto (1-4 m), con un valor del 19% en el control, pasa a 7% en severidad media después de 1 año, detectándose diferencias significativas ($p < 0,05$). La cobertura en severidad baja y severidad alta es similar a la del control. A medida que pasan los años post-incendio, aumenta significativamente ($p < 0,05$) la cobertura de este estrato con severidad baja (90%) y con severidad media (60%). Con severidad alta no hay un aumento tan notable de la cobertura (50%) (Figura 1D).

El estrato de matorral bajo (0,5-1 m) presenta una cobertura control del 84%. Un año tras fuego la cobertura de este estrato disminuye significativamente en las parcelas de severidad media y alta ($p < 0,05$), pero no en las de severidad baja. Con el paso del tiempo, en severidad baja se mantienen los valores de cobertura semejantes al control. En cambio, en el nivel de severidad media la cobertura aumenta hasta llegar a 64% (Figura 1C), y en el nivel de severidad alta la cobertura solo llega a 35%.

En la comunidad de eucaliptal control, el estrato inferior (0-0,5 m) presenta una cobertura del 28% (Figura 1A), siendo mayor la cobertura de este estrato 1 año después de incendio bajo las distintas severidades estudiadas ($p < 0,05$). En severidad baja, la cobertura disminuye significativamente ($p < 0,05$) con el paso del tiempo, mientras que en severidad media y alta la cobertura se mantiene entre 60-70%.

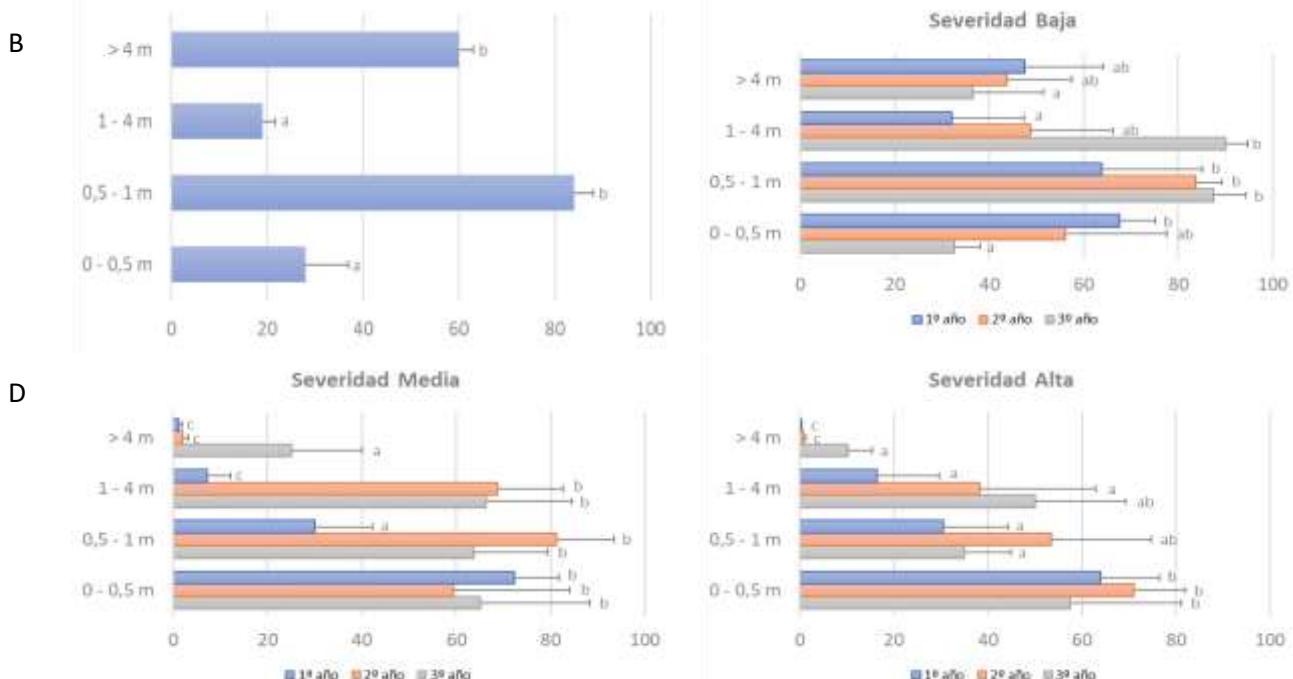


Figura 1. Cobertura vertical de la comunidad de *E. globulus* en parcelas no quemadas (Control) y en parcelas quemadas con distinta severidad de fuego, a lo largo de los 3 primeros años tras incendio forestal. A) Control, B) Severidad baja, C) Severidad media, y D) Severidad alta. Las letras distintas en el mismo estrato y nivel de severidad indican diferencias significativas entre años de recuperación de la cobertura.

La comunidad de robledal, en el estrato de copas (>4 m), la cobertura control alcanza el valor más alto de esta comunidad, 89%. Un año después de incendio, a medida que aumenta la severidad de las parcelas quemadas disminuye la cobertura, existiendo diferencias significativas entre la cobertura control y la de las parcelas con severidad media y alta ($p < 0,05$). En los años posteriores, la cobertura se mantiene en las parcelas con severidad baja y en cambio, con severidad media, aumenta año tras año, dando un valor semejante al control (77%). Con severidad alta, este estrato no se recupera del todo, siendo significativamente diferente (47%, $p < 0,05$).

En el estrato de matorral alto (1-4 m) la cobertura control alcanzada es 28%. Un año después de incendio en las parcelas con los tres niveles de severidad analizadas, los datos son semejantes al control. En las de severidad baja se mantiene la cobertura en los 3 años estudiados (Figura 2B), pero en las parcelas con severidades media y alta, se produce un incremento significativo ($p < 0,05$).

En el estrato de matorral bajo (0,5-1 m), la cobertura del control registra un valor de 39%, y se alcanzan valores de cobertura similares o más altos al año post-incendio. En los años posteriores se superan los valores control con cualquier nivel de severidad (Figura 2C). En el tercer año post-incendio, la cobertura de las parcelas quemadas es significativamente superior a la del control, con severidad media y alta (60% y 73%, respectivamente; $p < 0,05$).

Por último, en el estrato herbáceo (0-0,5 m) del control se alcanza un 57% de cobertura (Figura 2A) y valores similares se detectan en las parcelas con severidad baja y media 1 año después del fuego, pero con severidad alta, la cobertura es mayor y diferente significativamente (89%, $p < 0,05$).

(Figura 2D). En los siguientes años post-incendio, aumenta la cobertura de las parcelas con severidad media y alta ($p < 0,05$).

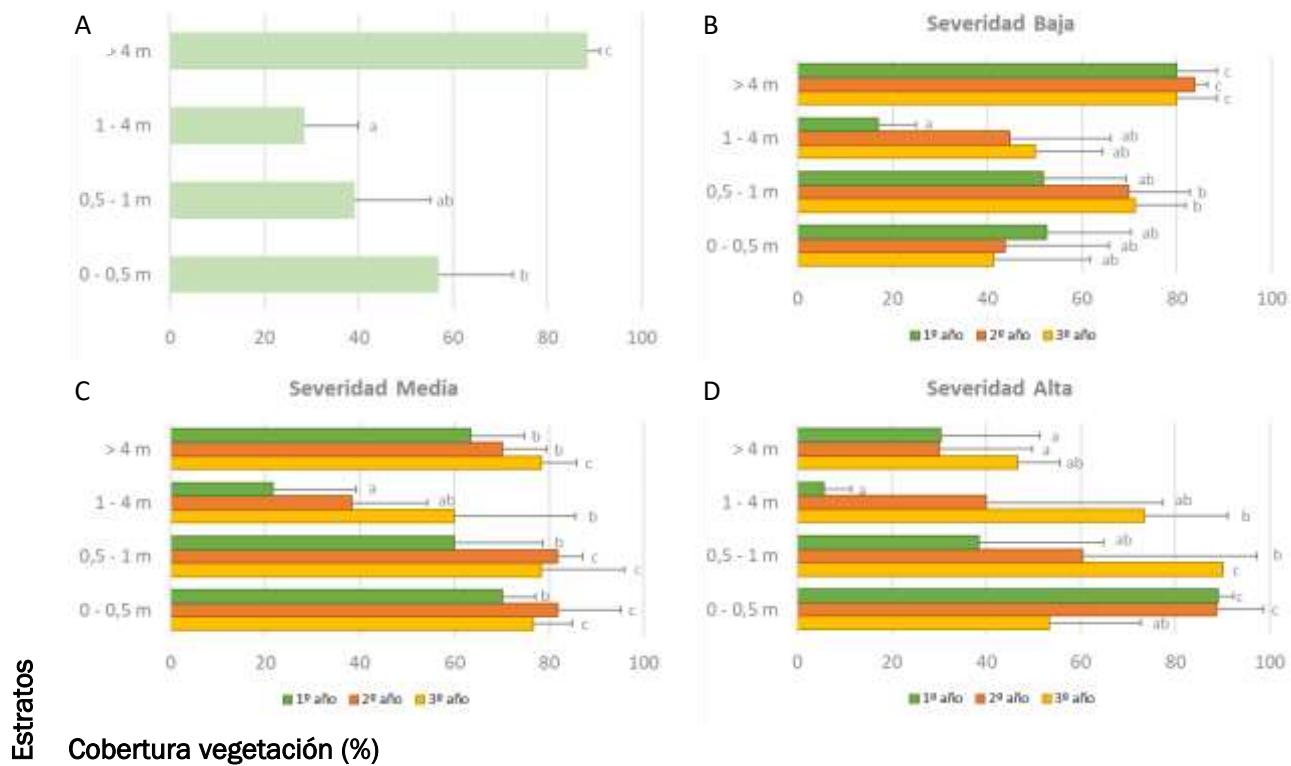


Figura 2. Cobertura vertical de la comunidad de *Q. robur* en parcelas no quemadas (Control) y en parcelas quemadas con distinta severidad de fuego, a lo largo de los 3 primeros años tras incendio forestal. A) Control, B) Severidad baja, C) Severidad media, y D) Severidad alta. Las letras distintas en el mismo estrato y nivel de severidad indican diferencias significativas entre años de recuperación de la cobertura.

4.2. Cobertura horizontal

Atendiendo a la cobertura horizontal, la comunidad control de *E. globulus* no presenta cobertura de suelo mineral, toda la superficie del suelo está cubierta por vegetación viva (92,6%) o vegetación muerta (8,4%, Figura 3). En cambio, un año después del fuego, el suelo descubierto (suelo mineral) representa entre el 13% (Severidad Baja) y el 22% de la superficie del suelo (Severidad Alta). La vegetación viva en el primer año post-incendio es menor en todos los niveles de severidad. Los datos obtenidos en parcelas con severidad baja muestran que a medida que pasan los años post-incendio, el porcentaje de suelo mineral y vegetación muerta desciende, mientras que la vegetación viva aumenta, produciéndose diferencias significativas entre el primer año y los dos siguientes ($p < 0,05$) y alcanzando la vegetación viva un valor de 99,5% en el último año post-incendio. Con severidad media, el porcentaje de vegetación muerta desciende en los años post-incendio y aumenta la vegetación viva y el suelo mineral produciéndose diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la vegetación viva del tercer año y la de los dos anteriores. El suelo mineral experimenta un aumento en el segundo año y una reducción significativa de su cobertura en el tercer año ($p < 0,05$), llegando a desaparecer. Por último, con severidad alta la cobertura de la vegetación viva aumenta (95%) hasta ser similar a la del control en el tercer año de regeneración, el de suelo mineral y la vegetación muerta disminuye significativamente en los años post-incendio ($p < 0,05$).

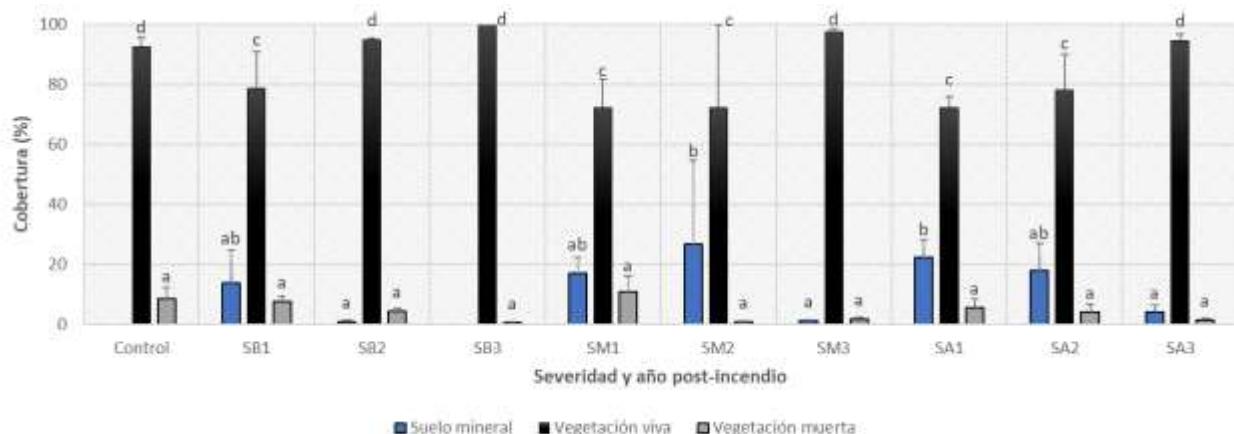


Figura 3. Cobertura horizontal del suelo mineral (azul), de la vegetación viva (negro) y de la vegetación muerta (gris) en la comunidad de *E. globulus* a lo largo del tiempo y en cada uno de los niveles de severidad de fuego estudiados. SB: Severidad Baja, SM: Severidad Media y SA: Severidad Alta), el año post incendio analizado (1; 2; 3: número de años post-incidentio). Las letras minúsculas indican diferencias entre la misma variable de cobertura registrada en distintos niveles de severidad de fuego y/o años.

En la comunidad de *Q. robur* la cobertura horizontal se recupera muy rápido con la única excepción de las parcelas de severidad alta, las cuales experimentan una reducción significativa de vegetación viva y aumento de vegetación muerta en el segundo año de regeneración ($p<0,05$). El control no presenta cobertura de suelo mineral, un 94% es vegetación viva y un 6% vegetación muerta. Después del fuego, el suelo mineral es muy escaso, independientemente del nivel de severidad (entre 0 y 6%). En las parcelas con severidad baja y media, la cobertura del suelo mineral es 0% a partir del segundo año post-incidentio, la vegetación muerta también desciende con los años post-incidentio y, por último, la vegetación viva aumenta con el paso del tiempo posterior al incendio, alcanzando valores semejantes al control. Con severidad alta, el suelo mineral desciende su cobertura, la vegetación muerta aumenta desde el primer año hasta el segundo año después de incendio y posteriormente vuelve a reducirse. En la vegetación viva se produce lo contrario, un descenso del primero al segundo año y luego un aumento, alcanzando un valor cercano al 100%. Esto puede ser debido a que en el segundo año post-incidentio, se produce la muerte de árboles que podrían estar dañados del incendio, aumentando la vegetación muerta y quedando en el tercer año la vegetación viva, mayoritariamente.

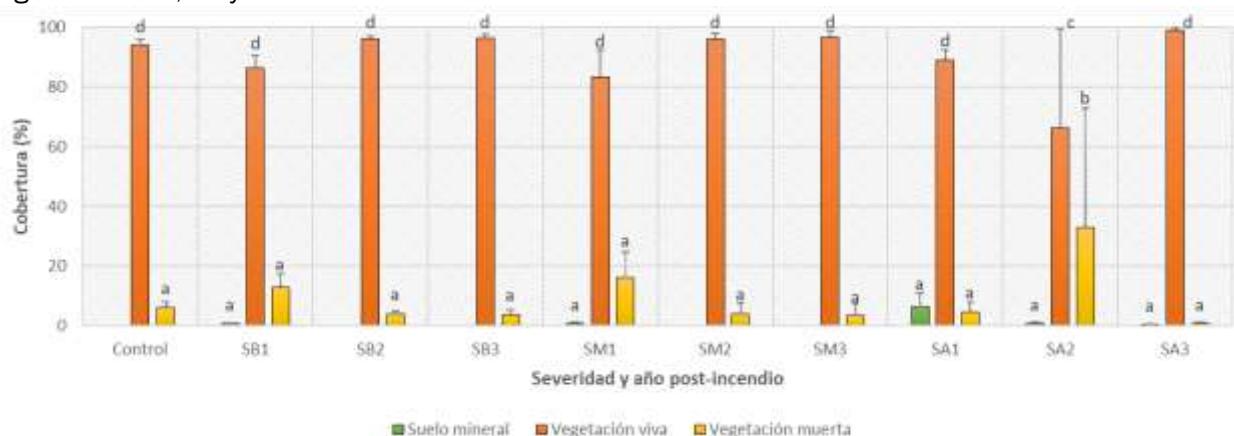


Figura 4. Cobertura horizontal del suelo del suelo mineral (verde), de la vegetación viva (naranja) y de la vegetación muerta (amarillo) en la comunidad de *Q. robur*. a lo largo del tiempo y en cada uno de los niveles de severidad de fuego estudiados (SB: Severidad Baja, SM: Severidad Media y SA: Severidad Alta) y el año post incendio analizado (1; 2; 3: número de años post-incidentio). Las letras minúsculas indican diferencias entre la misma variable de cobertura registrada en distintos niveles de severidad de fuego y/o años

5. Discusión

Los usos tradicionales más empleados en el monte de Galicia son el fuego, la roza y el pastoreo, y ejercen un importante efecto modificador sobre la vegetación y el paisaje (PESQUEIRA, 2009). En Galicia los incendios, se deben más a cuestiones socioeconómicas que a factores naturales, ya que la mayoría de ellos están relacionados con la actuación humana. El efecto inicial del incendio sobre la vegetación es la total eliminación de la cobertura vegetal. Tras el paso del fuego, la recuperación de la vegetación es rápida en la zona estudiada. Las especies más abundantes, *Ulex europaeus* L., *Ulex galli* Planch., *Erica cinerea* L. o *Cytisus scoparius* (L.) Link, son especies con gran capacidad de rebrote (CRUZ et al., 2019; REYES et al., 2009; REYES & CASAL, 2008) y alcanzan un recubrimiento rápido en cobertura. El fuego también puede actuar positivamente ya que, dependiendo de la severidad del incendio, se pueden producir determinados rangos de altas temperaturas que estimulen la germinación de algunas especies, como suele ocurrir en las de la familia Leguminosae (CARBALLÉS et al., 2009; RIVAS et al., 2006; VALBUENA & VERA, 2002).

Los incendios favorecen el incremento de la cobertura de especies herbáceas anuales y perennes (CASAL et al., 1986; PEREIRAS & CASAL, 2002). Por lo que, a partir del primer año de sucesión, el porcentaje de suelo mineral descubierto suele ser bajo y tiende a reducirse hasta valores por debajo del 5% a medida que pasan los años post-incendio, siendo ésta una buena solución para evitar el notable riesgo de pérdida de suelo por erosión. La vegetación muerta, como los restos muertos, hojarasca, etc., se reduce en ambas comunidades con el paso del tiempo, asimismo aumenta la vegetación viva, alcanzando valores cercanos al control en el tercer año después de incendio. Cabe destacar que, en la comunidad de robledal con severidad alta, se produjo en el segundo año un descenso del porcentaje de la vegetación viva y un aumento de la vegetación muerta, debido a que muchos individuos adultos de *Q. robur* murieron, probablemente debido a daños relacionados con el fuego.

Por ello, la acumulación de combustible juega un papel muy importante cuando se produce un incendio forestal, aunque si se determinaran prácticas de gestión adecuadas (claras, desbroce de sotobosque, etc..), esto podría reducir la severidad de los incendios (VÁZQUEZ & MORENO, 2001). En bosques de *P. pinaster* situados en el centro de la Península, las prácticas de manejo de clareo y desbroce de sotobosque produjeron patrones de alta diversidad y recubrimiento herbáceo durante los primeros años después de fuego (VÁZQUEZ et al., 2002). Dentro de la zona quemada, el fuego es un factor homogeneizador para algunos parámetros, como la vulnerabilidad de los suelos a la erosión (GIOVANNINI et al., 2001), o la dominancia de determinadas especies (PÉREZ & MORENO, 1998).

El proceso de regeneración de los eucaliptales y de los robledales tras incendio tiene lugar mediante un proceso de sucesión ecológica de la vegetación, como ocurre con otros ecosistemas, (ÁLVAREZ et al., 2009; CALVO et al., 1999; MUÑOZ et al., 2010; TRABAUD & CAMPANT, 1991; VEGA et al., 2005). La recuperación de los eucaliptales es rápida, aumentando con el paso del tiempo post-incendio la cobertura de los estratos intermedios, pero en las zonas de severidad alta, el estrato que más aumenta es el de matorral alto y se produce una reducción significativa del estrato de copas. Con severidad media y alta, el estrato de copas después de los tres años estudiados, no llegan a alcanzar el porcentaje de cobertura de copas que hay en el control. La reducción de las copas permite la llegada de más luz a estratos inferiores y probablemente esto, junto con la mayor disponibilidad de nutrientes, favorezca el desarrollo de rebrotes basales en las comunidades de *E. globulus* y el mayor desarrollo de los estratos inferiores, tanto a través del rebrote basal como de la germinación (REYES & CASAL, 2001, 1998). En los robledales, el estrato de copas disminuye con severidad media y alta. En las parcelas con severidad media se recupera durante el tercer año y las que sufrieron severidad alta no llega a los valores control, Sin embargo, con severidad baja los cambios respecto al control son mínimos. La recuperación del robledal en los estratos intermedios es grande y rápida en los tres niveles de severidad. Por último, en el estrato herbáceo, la cobertura es alta con severidades media y alta, y decrece con el tiempo con severidad baja. *Q. robur* puede rebrotar tanto a partir de rebrotes basales como epicórmicos, pero su germinación es lenta (REYES & CASAL, 2006), lo cual probablemente también afecte a su velocidad de regeneración. La competencia por la luz, el agua y

los nutrientes entre los diferentes estratos de la vegetación juega un papel importante en la dinámica de la comunidad vegetal del sotobosque (MITCHELL & KIRBY, 1990), y en última instancia, en la composición y diversidad de las especies vegetales locales (BERGER & PUETTMANN, 2000; MUÑOZ et al., 2012). Aunque existen diferencias en los atributos funcionales de especies (REYES & CASAL, 2008), tanto rebrotadoras como germinadoras, conviven a lo largo del proceso de sucesión, produciéndose coexistencia de especies con diferentes tipologías regenerativas y capacidades para obtener recursos (OJEDA et al., 1996). Otras especies del género *Quercus*, como *Quercus coccifera* L. rebrotan vigorosamente de tallos subterráneos dispersos, contribuyendo en gran medida en la recuperación de la cubierta vegetal (CLEMENTE et al., 2005; MALANSON & TRABAUD, 1987), pero también a la acumulación de nuevo combustible para futuros incendios (FERRER & RODÀ, 1999), como se produce en las comunidades de *E. globulus*, que generan gran cantidad de rebrotos y pueden suponer una gran aporte de biomasa combustible para futuros incendios.

6. Conclusiones

Los incendios provocan grandes cambios en la estructura de las comunidades de eucaliptal y robledal, en especial con severidad media y alta en eucaliptal y con severidad alta en robledal. El estrato de copas es el más afectado en de ambas comunidades. En los eucaliptales la severidad de fuego media y alta reduce o anula temporalmente este estrato mientras que en los robledales la reducción es menor y solo se manifiesta con severidad alta. La cobertura horizontal también se recupera en función de la severidad del incendio de forma distinta en eucaliptales y robledales. En los robledales apenas existen diferencias entre los niveles de severidad en la recuperación de la cobertura horizontal, mientras que en los eucaliptales la recuperación es mayor cuanto menor es la severidad. En ambos ecosistemas, antes del incendio, todo el suelo está cubierto. En cambio, después de incendio, el suelo mineral de los eucaliptales es abundante en los tres niveles de severidad durante los dos primeros años de regeneración. Por el contrario, en los robledales el suelo mineral aumentó sólo en severidad alta y durante el primer año.

7. Agradecimientos

Proyectos FIRESEVES (AGL2017-86075-C2-2-R) y WUIFIRECYL (LE005P20), Grupo de Referencia Competitiva BIOAPLIC (ED431C2019/07) y la Agrupación Estratégica de Investigación BioReDeS (ED431E 2018/09). S. F. Riveiro cuenta con el apoyo financiero de un contrato de beca de doctorado de la Xunta de Galicia (Axudas de apoio á etapa predoutoral 2020 - Modalidade B

8. Bibliografía

ÁLVAREZ, R., MUÑOZ, A., PESQUEIRA, X.M., GARCÍA-DURO, J., REYES, O., CASAL, M., 2009. Spatial and temporal patterns in structure and diversity of Mediterranean forest of *Quercus pyrenaica* in relation to fire. *For. Ecol. Manage.* 257, 1596–1602. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.016>

BERGER, A.L., PUETTMANN, K.J., 2000. Overstory composition and stand structure influence herbaceous plant diversity in the mixed Aspen forest of northern Minnesota. *Am. Midl. Nat.* 143, 111–125. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2000\)143\[0111:OCASSI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2000)143[0111:OCASSI]2.0.CO;2)

CALVO, L., TÁRREGA, R., DE LUIS, E., 1999. Post-fire succession in two *Quercus pyrenaica* communities with different disturbance histories. *Ann. For. Sci.* 56, 441–447. <https://doi.org/10.1051/forest:19990508>

CARBALLAS, T., MARTÍN, A., DÍAZ-RAVIÑA, M., 2009. Efecto de los incendios forestales sobre

los suelos de Galicia, in: Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (Eds.), *Efectos de Los Incendios Forestales Sobre Los Suelos En España. El Estado de La Cuestión Visto Por Los Científicos Españoles*. Universitat de Valencia, Valencia (España), pp. 269–301.

CARBALLÉS, J.M., ORIA DE RUEDA, J.A., MARTÍN-PINTO, P., MARTINEZ-RUIZ, C., 2009. Efecto del fuego en la regeneración a corto plazo de la vegetación en comunidades de pastizal, matorral y arbolado en una zona incendiada de Zamora, in: *V Congreso Forestal Español. S.E.C.F.- Junta de Castilla y León, Avila*, pp. 1–10.

CASAL, M., BASANTA, M., GARCÍA NOVO, F., 1986. Changes in structure vegetation after forest fires in Galicia (NW Spain), in: *Man Induced Ecosystems*. Trebon (Czechoslovakia).

CLEMENTE, A.S., REGO, F.C., CORREIA, O.A., 2005. Growth, water relations and photosynthesis of seedlings and resprouts after fire. *Acta Oecologica* 27, 233–243. <https://doi.org/10.1016/J.ACTAO.2005.01.005>

CRUZ, O., GARCÍA-DURO, J., CASAL, M., REYES, O., 2019. Role of serotiny on *Pinus pinaster* Aiton germination and its relation to mother plant age and fire severity. *iForest* 12, 491–497. <https://doi.org/10.3832/ifor2968-012>

CRUZ, O., GARCÍA-DURO, J., CASAL, M., REYES, O., 2017. Can the mother plant age of *Acacia melanoxylon* (Leguminosae) modulate the germinative response to fire? *Aust. J. Bot.* 65, 593–600. <https://doi.org/10.1071/BT17083>

DÍAZ-FIERROS, F., BENITO, E., VEGA, J.A., CASTELAO, A., SOTO, B., PÉREZ, R., TABOADA, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soils from Galicia (NW Spain), in: *Fire and Ecosystem Dynamics*. The Hague, pp. 103–116.

FERNÁNDEZ-GARCÍA, V., MARCOS, E., FULÉ, P.Z., REYES, O., SANTANA, V.M., CALVO, L., 2020. Fire regimes shape diversity and traits of vegetation under different climatic conditions. *Sci. Total Environ.* 716, 137137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137137>

FERRER, E.P., RODÀ, F., 1999. Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brotes mediterrànies. *Orsis Org. i Sist.* 14, 79–103.

GIOVANNINI, G., VALLEJO, R., LUCCHESI, S., BAUTISTA, S., CIOMPI, S., LLOVET, J., 2001. Effects of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. *For. Ecol. Manage.* 147, 15–23. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00437-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00437-0)

KEELEY, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildl. Fire* 18, 116. <https://doi.org/10.1071/WF07049>

LLORET, F., 2004. Régimen de incendios y regeneración, in: *Ecología Del Bosque Mediterráneo En Un Mundo Cambiante*. pp. 101–126.

MALANSON, G.P., TRABAUD, L., 1987. Ordination analysis of components of resilience of *Quercus coccifera* garrigue. *Ecology* 68, 463–472. <https://doi.org/10.2307/1938451>

MITCHELL, F.J.G., KIRBY, K.J., 1990. The Impact of Large Herbivores on the Conservation of Semi-natural Woods in the British Uplands. *For. An Int. J. For. Res.* 63, 333–353. <https://doi.org/10.1093/FORESTRY/63.4.333>

MUÑOZ, A., ALVAREZ, R., PESQUEIRA, X., GARCÍA DURO, J., REYES, O., CASAL, M., 2010. Burning in the management of heathlands of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix*: effects on structure and diversity. *NACC Nov. acta científica Compostel. Biol.* 19, 69–81.

MUÑOZ, A., GARCÍA-DURO, J., ÁLVAREZ, R., PESQUEIRA, X.M., REYES, O., CASAL, M., 2012. Structure and diversity of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix* heathlands at different successional stages after cutting. *J. Environ. Manage.* 94, 34–40. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2011.08.006>

OJEDA, F., MARAÑÓN, T., ARROYO, J., 1996. Postfire Regeneration of a Mediterranean Heathland in Southern Spain. *Int. J. Wildl. Fire* 6, 191–198. <https://doi.org/10.1071/WF9960191>

PAUSAS, J.G., KEELEY, J.E., 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytol.* 204, 55–65. <https://doi.org/10.1111/nph.12921>

PEREIRAS, J., CASAL, M., 2002. Dynamics of an *Ulex* shrubland community subjected to prescribed burning, in: Publishers, B. (Ed.), *Fire and Biological Processes*. Leiden, pp. 43–56.

PÉREZ, B., MORENO, J.M., 1998. Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a *Pinus pinaster* woodland. *Plant Ecol.* 1998 1341 134, 27–41. <https://doi.org/10.1023/A:1009733818670>

PESQUEIRA, X.M., 2009. Análisis estructural de comunidades de matorral de Galicia. Influencia de usos tradicionales. Universidad de Santiago de Compostela.

PESQUEIRA, X.M., MUÑOZ DEL VIEJO, A., ALVAREZ, R., GARCÍA DURO, J., REYES, O., 2005. Estudio ecológico del matorral atlántico de interés para conservación. Respuesta estructural a usos tradicionales en Galicia. *Rev. Real Acad. Galega Ciencias*, ISSN 1135-5417, Nº 24, 2005, págs. 41-60 41–60.

PICKETT, S.T.A., WHITE, P.S., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, Scientific Research.... ed. AcademicPress, Orlando.

REYES, O., CASAL, M., 2008. Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *J. Veg. Sci.* 19, 575–583. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18412>

REYES, O., CASAL, M., 2006. Seed germination of *Quercus robur*, *Q. pyrenaica* and *Q. ilex* and the effects of smoke, heat, ash and charcoal. *Ann. For. Sci.* 63, 205–212. <https://doi.org/10.1051/forest:2005112>

REYES, O., CASAL, M., 2001. The influence of seed age on germinative response to the effects of fire in *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus*. *Ann. For. Sci.* 58,

439–447. <https://doi.org/10.1051/forest:2001137>

REYES, O., CASAL, M., 1998. Germination of *Pinus pinaster*, *P. radiata* and *Eucalyptus globulus* in relation to the amount of ash produced in forest fires. *Ann. For. Sci.* 55, 837–845. <https://doi.org/10.1051/forest:19980707>

REYES, O., CASAL, M., REGO, F.C., 2009. Resprouting ability of six Atlantic shrub species. *Folia Geobot.* 44, 19–29. <https://doi.org/10.1007/s12224-009-9029-x>

REYES, O., CRUZ, O., GARCÍA-DURO, J., ARÁN, D., GAGO, R., F. RIVEIRO, S., CASAL, M., 2018. Especies invasoras e incendios forestales en el NW de la Península Ibérica, in: Andalucía, A. de C.S. y del M.A. de (Ed.), *Ecología de La Regeneración de Zonas Incendiadas. Bases Para Su Restauración*. Sevilla, p. 111.

RIVAS, M., REYES, O., CASAL, M., 2006. Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *Int. J. Wildl. Fire* 15, 73–80. <https://doi.org/10.1071/WF05008>

RIVEIRO, S.F., GARCÍA-DURO, J., CRUZ, Ó., CASAL, M., REYES, O., 2019. Fire effects on germination response of the native species *Daucus carota* and the invasive alien species *Helichrysum foetidum* and *Oenothera glazioviana*. *Glob. Ecol. Conserv.* 20, e00730. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00730>

TRABAUD, L., 1987. Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the mediterranean basin. *Ecol. Mediterr.* 13, 25–37. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1987.1186>

TRABAUD, L., CAMPANT, C., 1991. Difficulté de recolonisation naturelle du Pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* (Dunal) Franco Après Incendie. *Biol. Conserv.* 58, 329–343. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90099-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90099-U)

VALBUENA, L., VERA, M.L., 2002. The effects of thermal scarification and seed storage on germination of four heathland species. *Plant Ecol.* 161, 137–144. <https://doi.org/10.1023/A:1020387819222>

VAN WAGTENDONK, J.W., ROOT, R.R., KEY, C.H., 2004. Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *Remote Sens. Environ.* 92, 397–408. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2003.12.015>

VÁZQUEZ, A., MORENO, J.M., 2001. Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). *For. Ecol. Manage.* 147, 55–65. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00436-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00436-9)

VÁZQUEZ, A., PÉREZ, B., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., MORENO, J.M., 2002. Recent fire regime characteristics and potential natural vegetation relationships in Spain. *J. Veg. Sci.* 13, 663–676. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2002.TB02094.X>

VEGA, J.A., FERNÁNDEZ, C., FONTURBEL, T., 2005. Throughfall, runoff and soil erosion after

prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). L. Degrad. Dev. 16, 37–51.
<https://doi.org/10.1002/lde.643>

VÉLEZ, R., 2000. La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias, 1a ed. en. ed. McGraw-Hill, Madrid.