



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

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

Evaluación de los servicios ecosistémicos en riesgo debido a incendios forestales

LECINA-DIAZ, J.^{1,2}, MARTÍNEZ-VILALTA, J.^{2,3}, ALVAREZ, A.², VAYREDA, J.² Y RETANA, J. R.^{2,3}

¹ Ecosystem Dynamics and Forest Management Group, Technical University Munich, Germany.

² CREA, E08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Catalonia, Spain.

³ Universitat Autònoma de Barcelona, E08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Catalonia, Spain.

Resumen

Los bosques aportan múltiples servicios ecosistémicos (SE), pero son muy sensibles a las perturbaciones como los incendios forestales. Evaluar su vulnerabilidad y SE en riesgo es esencial para anticiparse y adaptarse a condiciones futuras. En este estudio, hemos analizado los patrones espaciales de los SE en riesgo (captación de carbono, control hidrológico y control de la erosión) y biodiversidad (riqueza de aves) debido a incendios forestales en Cataluña, considerando los valores expuestos, la magnitud de la perturbación, la susceptibilidad y la capacidad adaptativa. Hemos determinado el efecto del clima y el grupo funcional de bosque en el riesgo de pérdida de SE bajo condiciones medias y extremas, así como en el incremento del riesgo. Encontramos que la magnitud de la perturbación es el factor más importante que define el riesgo bajo condiciones medias. Bajo condiciones extremas, los valores expuestos pasan a ser los más importantes. El clima es el principal causante del riesgo de pérdida de SE bajo condiciones medias, pero las coníferas no mediterráneas ganan importancia cuando las condiciones son extremas. El mayor incremento de riesgo está en bosques relativamente húmedos que actualmente tienen un riesgo bajo. Este estudio puede contribuir al desarrollo de políticas basadas en la anticipación de condiciones asociadas a riesgos elevados.

Palabras clave

Capacidad adaptativa; riqueza de aves; captación de carbono; perturbaciones; control de la erosión; tipo funcional de bosque; control hidrológico; susceptibilidad; vulnerabilidad.

1 Introducción

Los bosques aportan múltiples servicios ecosistémicos (SE), pero son muy sensibles a las perturbaciones como los incendios forestales. El cambio climático está alterando la extensión, frecuencia e intensidad de estas perturbaciones, resultando en cambios en los SE que proveen los bosques (Thom and Seidl 2016; Seidl and Rammer 2017; Abatzoglou et al. 2018; Leverkus et al. 2018). Identificar dónde y hasta qué punto diferentes tipos de bosque y SE van a estar en riesgo debido a estas perturbaciones es todavía un reto, pero puede resultar crítico para una gestión y política forestal efectiva.

Estudios previos han demostrado efectos negativos de los incendios en los SE. En particular, en ambientes limitados por el agua, la capacidad de infiltración puede disminuir y la escorrentía aumentar después de los incendios (Vieira et al. 2016; Vukomanovic and Steelman 2019), además de cambios en la calidad del agua para el consumo humano (Vukomanovic and Steelman 2019). El control de la erosión – entendido como la capacidad de la cubierta vegetal de controlar la erosión del suelo por el agua – disminuye después de los incendios, especialmente después de las primeras lluvias post-incendio (Shakesby 2011). Otros estudios han visto que la capacidad de captación de carbono disminuye después de los incendios (Seidl et al. 2014). Por el contrario, los incendios también pueden ser beneficiosos para los SE ya que pueden generar espacios abiertos con una gran variedad de SE para los humanos (polinización, recreación, etc) (Pausas and Keeley 2019). En este

sentido, identificar qué tipo de bosque puede ganar o perder SE debido a los incendios forestales y las causas de esos cambios constituye una prioridad.

El riesgo de pérdida de SE no es fácil de cuantificar. En este estudio, seguimos la aproximación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) según la cual el riesgo es el resultado de la interacción entre la exposición, la (magnitud de la) perturbación y la vulnerabilidad (esta última entendida como la combinación entre la sensibilidad o susceptibilidad y la ausencia de capacidad de hacer frente o adaptarse a la perturbación) (IPCC 2018). La mayoría de estudios previos de vulnerabilidad y riesgo de incendios no han usado los componentes del IPCC (exposición, perturbación y vulnerabilidad), o solamente han usado indicadores o variables específicas como 'proxies' de la vulnerabilidad (Duguy et al. 2012; Román et al. 2013; Oliveira et al. 2018; Buotte et al. 2019; Ghorbanzadeh et al. 2019; Fremout et al. 2020). Otros estudios han indicado que los bosques sometidos a una mayor magnitud de la perturbación (es decir, un mayor peligro de incendio) normalmente muestran mayores impactos en SE como la retención de carbono, la biodiversidad, la calidad del agua o la erosión del suelo (Shakesby 2011; Thom and Seidl 2016; Harper et al. 2018).

Recientemente, se ha propuesto un marco conceptual que incluye los componentes del IPCC y es fácilmente aplicable para calcular la vulnerabilidad y el riesgo de los bosques a diversas perturbaciones (Lecina-Díaz et al. 2020). Aunque se ha sugerido una metodología para aplicar este marco conceptual (incluyendo un listado de indicadores para cada uno de los componentes del riesgo), aún no ha sido aplicada.

2 Objetivos

El objetivo general de este estudio es evaluar los patrones espaciales y las causas del riesgo de pérdida de SE debido a incendios forestales en Cataluña. Para ello, hemos aplicado y desarrollado el marco conceptual de Lecina-Díaz et al. (2020) para el caso de los incendios forestales. Específicamente, queremos responder a 3 preguntas: (1) ¿bajo qué componente (valores expuestos, magnitud de la perturbación, susceptibilidad, ausencia de capacidad adaptativa) es el riesgo de perder SE más sensible?; (2) ¿es el riesgo de perder SE debido a incendios bajo condiciones medias y extremas (es decir, la media y el percentil 90 del Fire Weather Index, respectivamente) causado por el clima o por el tipo funcional de bosque?; y (3) ¿qué factores climáticos y qué tipo funcional de bosque están asociados con mayores incrementos del riesgo (de condiciones medias a extremas)?

3 Metodología

Área de estudio

El área de estudio es Cataluña, que tiene una geomorfología heterogénea y una alta diversidad climática, abarcando áreas montañosas como los Pirineos (hasta 3.143 m de altura), llanuras interiores y zonas costeras a lo largo del mar Mediterráneo. La temperatura media anual oscila de 1 a 17.1 °C y la precipitación media anual de 350 a 1.460 mm (Ninyerola et al. 2000). Alrededor del 40% de la zona está cubierta por bosques (MCSC 2005), predominando especies de Pináceas y Fagáceas.

Definición del riesgo y sus componentes

Se ha aplicado el marco conceptual definido en Lecina-Díaz et al. (2020) para evaluar el riesgo de incendios. Este marco está basado en los componentes del riesgo del informe del IPCC (IPCC 2018), modificándolos y adaptándolos al caso de los bosques. Estos componentes están estructurados en una línea temporal que considera los procesos críticos y sus variables antes, durante y después del incendio. Antes de que el incendio ocurra, todos los bosques de la zona están

expuestos pero difieren en su “valor”, cuantificado en términos de los SE que pueden ser perdidos, o *Valores Expuestos*. Pero estos ES solo pueden ser perdidos si el incendio ocurre. En un lugar, la magnitud de la perturbación y su distribución de probabilidad puede ser cuantificada utilizando índices integrados que definen la *Magnitud de la Perturbación*. Cuando el incendio ocurre, las características del bosque modulan los efectos inmediatos del incendio (por ejemplo, la estructura del bosque, su inflamabilidad), afectando a la *Susceptibilidad*. Después del incendio, el bosque puede recuperarse según su estrategia regenerativa y las condiciones locales, lo que define su *Capacidad Adaptativa*. Asimismo, el riesgo se define como:

$$Risk = E * HM^S * LAC \quad (Ec.1)$$

Donde *E* se refiere a los Valores Expuestos (Exposed Values), *HM* es la Magnitud de la Perturbación (Hazard Magnitud), *S* es la Susceptibilidad (Susceptibility) y *LAC* es la Ausencia de Capacidad Adaptativa (Lack of Adaptive Capacity). Definimos *E* como la presencia de SE que pueden ser afectados por la perturbación, en este caso, la captación de carbono, la riqueza de aves, el control hidrológico y el control de la erosión. *HM* es la distribución de probabilidad de la perturbación, en este caso el Fire Weather Index (FWI) (Van Wagner 1987), modificada con variables adicionales. *S* es la predisposición de ser afectado por el incendio, que depende características que modulan los efectos inmediatos del incendio. *LAC* es la ausencia de capacidad del bosque de recuperarse tras el fuego a medio plazo. Note que *E* y *HM* se refieren a la situación antes del incendio, mientras que *S* se refiere a la situación durante el fuego y *LAC* a las condiciones del bosque después del fuego. Cada uno de estos componentes está definido por indicadores que son (1) intrínsecos, referidos a las características internas del bosque (por ejemplo, características de la especie); o (2) extrínsecos, referidos a factores externos que operan a escalas más amplias (por ejemplo, la topografía) (Lecina-Díaz et al. 2020).

Datos e indicadores usados

Se han usado diferentes fuentes de información para definir los indicadores de los distintos componentes del riesgo (valores expuestos, magnitud de la perturbación, susceptibilidad y ausencia de capacidad adaptativa). La escala de referencia es la parcela del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3), de modo que todos los indicadores se han calculado a esta escala. Hemos usado datos de 7.147 a 9.732 parcelas, dependiendo del SE considerado.

Valores Expuestos (E). Se ha incluido la captación de carbono, la riqueza de aves, el control hidrológico y el control de la erosión. La retención de carbono es la tasa de captación de carbono, medida como la diferencia del estoc de carbono entre el segundo y tercer Inventario Forestal Nacional (IFN), en toneladas/ha/año. La riqueza de aves se ha usado como *proxy* de la biodiversidad, y se ha calculado mediante el Segundo Atlas de Aves Nidificantes de Cataluña (Estrada et al. 2004), haciendo el recuento del número total de especies asociadas con hábitats forestales (especies forestales generalistas y especialistas) presentes píxeles de 1 x 1 km centrados en cada parcela del IFN3. El control hidrológico es la capacidad de los bosques de controlar las avenidas (es decir, la cantidad de agua interceptada por el dosel forestal o retenida en el suelo), calculada como 1- agua exportada/precipitación, predicha en el modelo de De Cáceres et al. (2015) para cada parcela del IFN3. El control de la erosión es el porcentaje de erosión evitada debido a la presencia de bosque, es decir, la diferencia en la ecuación de RUSLE (Revisited Universal Soil Loss Equation) entre el suelo sin vegetación y con la cubierta actual de bosque en la parcela.

Magnitud de la perturbación (HM). Se ha usado la distribución diaria del Fire Weather Index (FWI) de junio a septiembre del Joint Research Centre a 0.28 grados (Joint Research Centre 2017). El FWI combina temperatura, velocidad del viento, humedad relativa y precipitación a escala diaria (incluyendo el efecto acumulativo de la meteorología de los días previos) para estimar el peligro de

incendio (Van Wagner 1987). Se ha usado el método de Monte Carlo para obtener muestras repetidas aleatoriamente de la distribución diaria del FWI. Se ha incorporado la continuidad forestal a escala de paisaje y la frecuentación humana (definida como la combinación de la población, la distancia a núcleos de población y vías de comunicación) como modificadores de la magnitud de la perturbación. De este modo, se obtiene un rango de valores de la magnitud de la perturbación (esto es, una distribución) para cada parcela.

Susceptibilidad (S). Está definida con los factores intrínsecos y extrínsecos que modulan los efectos inmediatos del fuego. Los factores intrínsecos incluyen características estructurales y funcionales. Las características estructurales incluidas son la continuidad vertical y horizontal y la cantidad de combustible (biomasa total de matorral y biomasa fina de los árboles). Las características funcionales incluidas son el grosor de la corteza (obtenida con fuentes bibliográficas a nivel específico) y la inflamabilidad. Los factores extrínsecos son la capacidad de extinción de los bomberos (definida como la distancia de las parcelas a los cuerpos de agua, las estaciones de bomberos y las torres de vigilancia).

Ausencia de Capacidad Adaptativa (LAC). Está calculada como $1 - \text{Capacidad Adaptativa}$. La capacidad adaptativa está definida por factores intrínsecos y extrínsecos. Los intrínsecos son la capacidad de regeneración de las especies (capacidad de rebrote y germinación post-incendio). Los factores extrínsecos son las características externas que promueven la regeneración, definidas a través del *site index* estimado a partir de modelos lineales en que el incremento de área basal (en $\text{cm}^2/\text{año}$) como variable respuesta y la radiación, aridez, pedregosidad e índice topográfico como variables explicativas.

Ponderación y agregación de los indicadores

Excepto para los valores expuestos y el FWI, los demás indicadores se han estandarizado (se han dividido por su valor máximo) para darles un rango de 0 a 1. Posteriormente, hay que decidir cómo combinar los indicadores y qué importancia (o peso) tienen para cada componente de riesgo (magnitud de la perturbación, susceptibilidad y ausencia de capacidad adaptativa). Para ello, hemos aplicado tres métodos de peso: (1) asignar el mismo peso para todos los indicadores del componente; (2) asignarle el peso estadístico basado en su varianza explicada a partir de PCA; y (3) asignarle el peso con criterio experto. Después de comprobar que el método no tenía un efecto significativo en el valor final de los componentes, se aplicó el criterio estadístico.

Agregación de los componentes y asociación a los valores en riesgo

Se combinan los componentes según la ecuación 1. Debido a que la relación entre la magnitud de la perturbación y la pérdida inmediata de valores expuestos que define la susceptibilidad no es lineal, mediada por el exponente S, se han usado datos del FWI de la literatura que corresponden con la pérdida completa del bosque (pérdida inmediata de valores) para ajustar el coeficiente de susceptibilidad, S. Siguiendo la ecuación 1, se ha elevado la distribución de la magnitud de la perturbación de cada parcela a su susceptibilidad y se han truncado los resultados de modo que la pérdida inmediata sea 1 (es decir, el 100 % de los valores se pierden). Multiplicando el resultado por la ausencia de capacidad adaptativa y los valores expuestos se obtiene una distribución de valores en riesgo para cada parcela y SE en riesgo. Entonces se definen dos condiciones: medias y extremas. Las condiciones medias corresponden a al valor medio de cada distribución, mientras que las condiciones extremas son el percentil 90 de cada distribución. Se realiza un mapa de cada servicio en riesgo bajo condiciones medias y extremas, así como los cambios relativos del riesgo asociados a condiciones extremas vs medias de la perturbación ($\logaritmo(\text{percentil } 90 \text{ del riesgo})/(\text{riesgo medio})$).

Análisis de datos

Para evaluar la influencia de los componentes del riesgo (E, HM, S y LAC) en la variabilidad espacial del riesgo de pérdida de SE, se han realizado correlaciones de Pearson entre ellos para determinar si los diferentes componentes del riesgo están asociados espacialmente entre sí. Para analizar el efecto de los componentes del riesgo (E, HM, S y LAC) bajo condiciones medias y extremas de riesgo, se han realizado análisis de sensibilidad utilizando el paquete de R 'tgp' en una muestra aleatoria de 500 parcelas. Está basado el análisis de sensibilidad de bayesiano de Monte Carlo, dibujando 'Random Latin hypercube samples' para cada iteración de cada cadena de Markov de Monte Carlo para estimar los efectos principales y de primer orden, así como los índices totales de sensibilidad (Gramacy 2016).

Para determinar el efecto del clima y el tipo funcional de bosque en el riesgo de pérdida de SE bajo condiciones medias y extremas, se han realizado árboles de regresión (paquete 'caret' de R, Kuhn et al. (2015)) para los cuatro SE en riesgo (retención de carbono, riqueza de aves, control hidrológico y control de la erosión) y las dos situaciones (media y extrema). Las variables explicativas son el tipo funcional de bosque (planifolios perennes, planifolios caducos, coníferas mediterráneas y coníferas no mediterráneas) y el clima (temperatura media anual y precipitación media anual del Atlas Climático Digital de Cataluña (Ninyerola et al. 2000)).

Para evaluar la influencia el clima y el tipo funcional de bosque en el incremento de riesgo asociado con condiciones extremas vs. medias, se realizan árboles de regresión en la log-ratio del riesgo bajo condiciones extremas y medias ($\log((\text{percentil } 90 \text{ del riesgo})/(\text{riesgo medio}))$), con el tipo funcional de bosque y el clima (temperatura y precipitación) como variables explicativas.

4 Resultados

Influencia de los valores expuestos, la magnitud de la perturbación, la susceptibilidad y la ausencia de capacidad adaptativa en el riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos

La distribución espacial de los componentes del riesgo (valores expuestos, magnitud de la perturbación, susceptibilidad y ausencia de capacidad adaptativa) tiene patrones comunes dependiendo de la situación de riesgo (media o extrema) y el valor expuesto considerado (Figura 1). Bajo condiciones medias, los valores más altos de magnitud de la perturbación se encuentran en el sur, correspondiéndose con las áreas de mayor riesgo medio para todos los SE, mientras que los valores menores de magnitud de la perturbación se encuentran en el norte (Figuras 1 y 2).

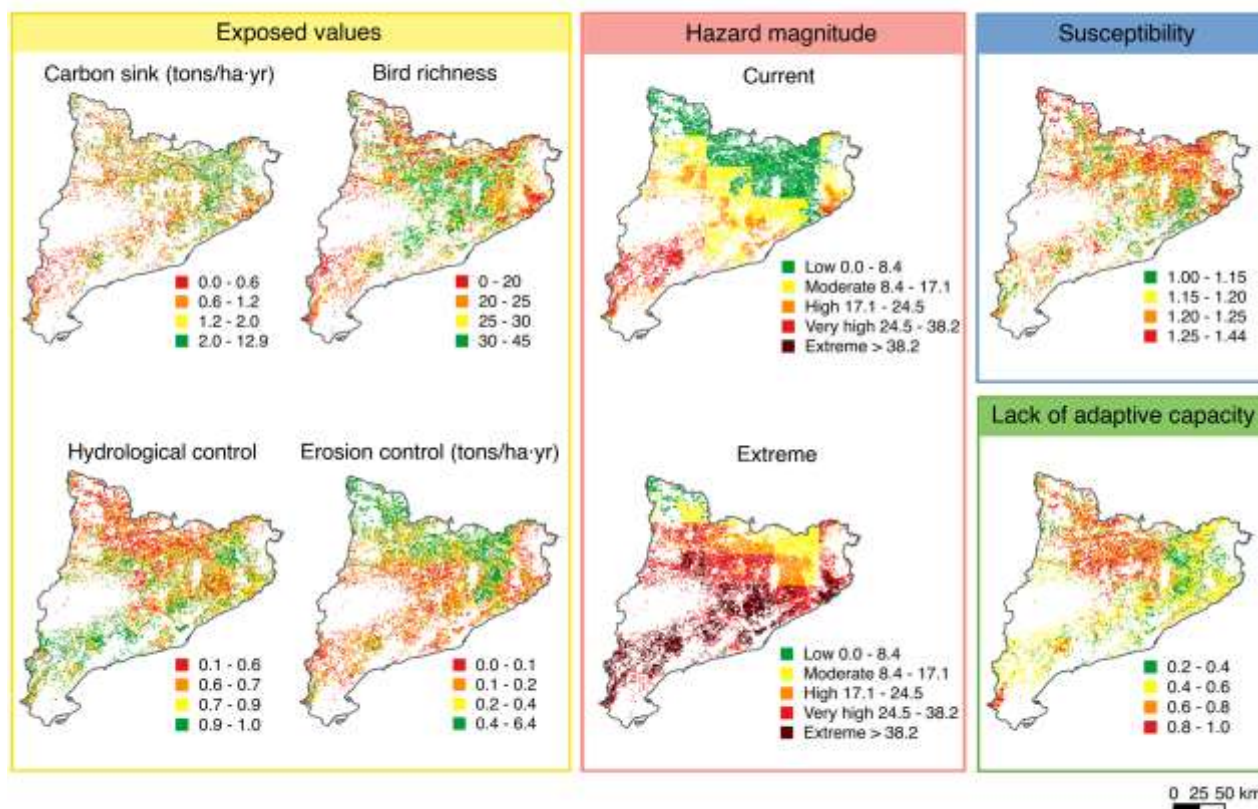


Figura 1. Distribución espacial de los valores expuestos (retención de carbono, riqueza de aves, control hidrológico y control de la erosión), la susceptibilidad y la ausencia de capacidad adaptativa en el área de estudio (Cataluña).

Bajo condiciones extremas, los valores más altos de magnitud de la perturbación están en el centro y sur, correspondiéndose con los valores más altos en riesgo de riqueza de aves y control hidrológico (Figuras 1 y 2). El análisis de sensibilidad muestra que bajo condiciones medias la magnitud de la perturbación es el componente del riesgo que tiene una mayor influencia en todos los SE, mientras que la susceptibilidad y la ausencia de capacidad adaptativa son los componentes menos influyentes. Bajo condiciones extremas, la magnitud de la perturbación sigue siendo influyendo en el riesgo pero su importancia es menor que bajo condiciones medias y, en el caso de la retención de carbono y el control de la erosión, los valores expuestos pasan a ser más importantes que la magnitud de la perturbación.

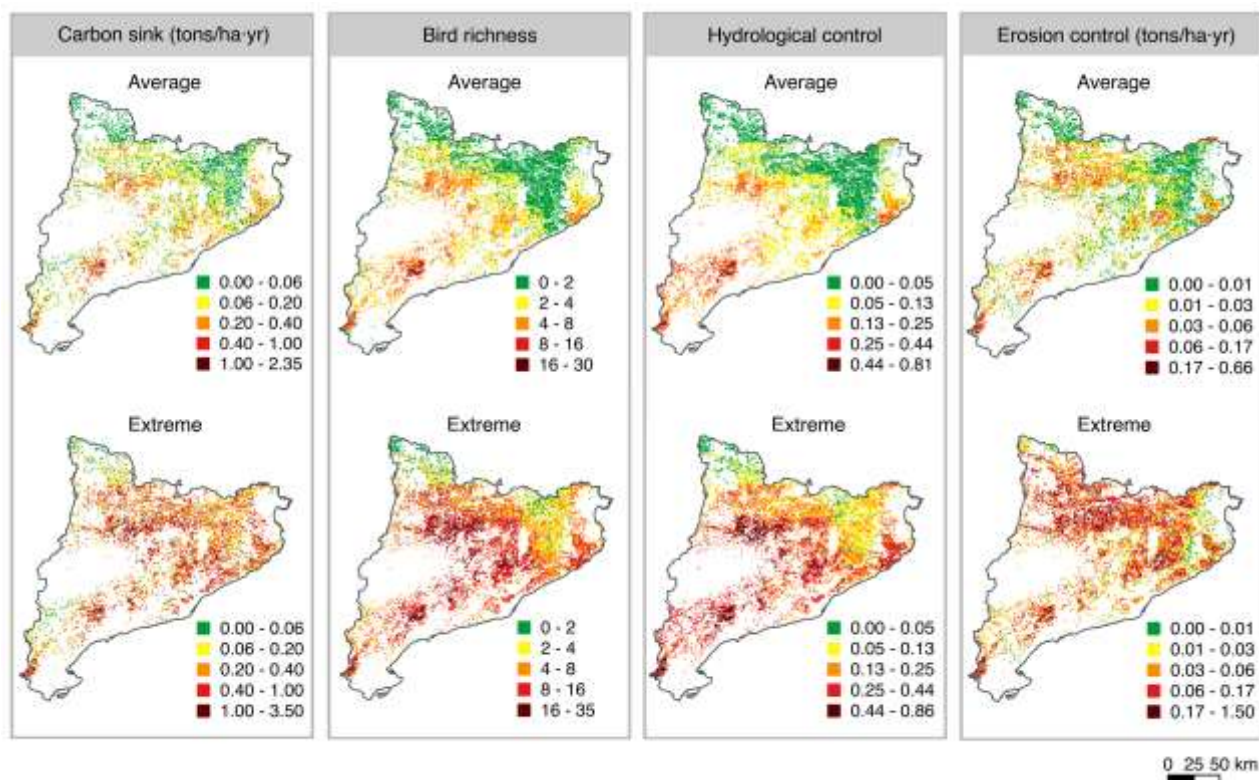


Figura 2. Distribución espacial de los servicios ecosistémicos en riesgo (retención de carbono, riqueza de aves, control hidrológico y control de la erosión) en el área de estudio (Cataluña) bajo condiciones medias y extremas.

Efecto del clima y el tipo funcional de bosque en el riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos

Los árboles de regresión mostraron que el clima y el tipo funcional de bosque son factores explicativos para definir los grupos de SE en riesgo de incendios bajo condiciones medias y extremas. Bajo condiciones medias, la precipitación anual (a partir de ahora, precipitación) es el factor más importante que define los grupos de riesgo para todos los SE excepto para el control de la erosión. En particular, los bosques más húmedos (es decir, con precipitación > 697, 733 o 768 mm/año dependiendo del SE) tienen el menor riesgo de perder la capacidad de retención de carbono, la riqueza de aves y el control hidrológico en caso de incendio. Para estos tres SE, el riesgo más elevado está asociado a situaciones cálidas (temperatura > 10 °C). El tipo funcional de bosque también es importante, ya que todos los bosques excepto las coníferas mediterráneas tienen un riesgo elevado de perder su capacidad de retención de carbono, y las coníferas no mediterráneas tienen el mayor riesgo de perder la riqueza de aves. Respecto al control de la erosión, riesgos altos están determinados por el tipo de bosque (riesgos mayores para las coníferas no mediterráneas) y temperaturas relativamente cálidas (>7,8 °C).

Bajo condiciones extremas, los factores que definen los grupos de riesgo son similares que bajo condiciones medias en términos de relevancia y dirección. Aun así, hay algunas diferencias entre la importancia relativa de las variables y umbrales específicos. En general, la importancia del tipo funcional de bosque aumenta y, para los cuatro SE, las coníferas no mediterráneas están asociadas con el mayor riesgo. La precipitación sigue siendo el factor más importante que determina el riesgo de perder riqueza de aves y control hidrológico, pero con umbrales distintos a las condiciones medias. La temperatura cálida sigue asociada a riesgos elevados de perder la capacidad de retención de carbono y de control hidrológico, pero con límites más bajos (alrededor de los 9 °C). Por el contrario, temperaturas altas (>13 °C) están asociadas con el riesgo más bajo de perder el control de la erosión. *Influencia del clima y el tipo funcional de bosque en incrementos potenciales del riesgo*

Cambios grandes en el riesgo (es decir, log-ratios grandes entre condiciones extremas y medias) están determinados por la distribución de la magnitud de la perturbación y, por lo tanto, por la distribución del FWI en cada parcela. Los mayores incrementos del riesgo se han encontrado en bosques con valores medios de riesgo bajos (es decir, en zonas del norte), mientras que los menores incrementos en riesgo están en áreas donde el riesgo medio es el más alto (es decir, en el sur). La precipitación es el factor principal que determina el cambio en el riesgo con dos umbrales distintos dependiendo del grupo considerado. El menor incremento del riesgo está en bosques con menos de 606 mm/año de precipitación, mientras que el mayor incremento en riesgo está en bosques con precipitación mayor a 815 mm/año. Incrementos mayores del riesgo entre condiciones medias y extremas están asociados con bosques con elevada retención de carbono, elevado control de la erosión y bajo control hidrológico, mientras que la correlación con la riqueza de aves es débil (correlaciones de 0,27, 0,46, -0,30 y 0,03, respectivamente).

5 Discusión

En general, la magnitud de la perturbación es el componente más importante que define el riesgo bajo condiciones medias y, sorprendentemente, los valores expuestos pasan a ser los más importantes cuando las condiciones son extremas. El clima es el factor más importante que determina el riesgo de SE bajo condiciones medias, pero el tipo funcional de bosque – en particular las coníferas no mediterráneas – gana importancia bajo condiciones extremas. Sin embargo, el incremento en el riesgo (el cambio de condiciones medias a extremas de riesgo) está determinado por la precipitación, con incrementos mayores del riesgo en bosques relativamente húmedos con riesgo medio bajo.

Influencia de los valores expuestos, la magnitud de la perturbación, la susceptibilidad y la ausencia de capacidad adaptativa en el riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos

La magnitud de la perturbación es el componente más importante del riesgo, especialmente bajo condiciones medias. El FWI es el principal indicador de la magnitud de la perturbación en este estudio, y es uno de los índices más usados para predecir el riesgo de incendio. De hecho, el FWI ha sido previamente relacionado con la ocurrencia de incendios y área quemada en el Mediterráneo (Palheiro et al. 2006; Amatulli et al. 2013; Pérez-Sánchez et al. 2017). Nuestros resultados son consistentes con otros estudios que muestran que áreas con mayor ocurrencia de incendios y grandes áreas quemadas tienen mayores impactos en los SE (Thom and Seidl 2016; Harper et al. 2018; Pausas and Keeley 2019). Aunque previos estudios han mostrado que la capacidad adaptativa es un componente relevante de la vulnerabilidad y el riesgo (Román et al. 2013; Thorne et al. 2018), hemos visto que es uno de los factores menos influentes del riesgo según el análisis de sensibilidad. No obstante, la capacidad adaptativa depende de las características funcionales del bosque (por ejemplo, las coníferas mediterráneas tienen estrategias de regeneración post-incendio mientras que las no mediterráneas no (Rodrigo et al. 2004)) y varía mucho en el espacio.

Cuando las condiciones son extremas, la magnitud de la perturbación pierde importancia y los valores expuestos pasan a ser los más importantes para el riesgo de pérdida de retención de carbono y control de la erosión. Bajo condiciones extremas, los valores mayores de magnitud de la perturbación se extienden hasta zonas del centro y norte (Figura 1), resultado que es coherente con otros estudios que sugieren que los incendios extremos podrían darse en latitudes y altitudes mayores del Mediterráneo (Vilà-Cabrera et al. 2012; Duguay et al. 2013). En estas áreas se encuentran principalmente los planifolios y las coníferas no mediterráneas que almacenan más carbono que las coníferas mediterráneas de zonas del sur (Vayreda et al. 2012). Además, los planifolios y los bosques no mediterráneos acostumbran a estar en zonas húmedas y con pendientes elevadas, resultando en mayor control de la erosión. Por lo tanto, el incremento de la extensión del riesgo bajo condiciones

extremas puede resultar en mayor retención de carbono expuesto y control de la erosión en riesgo y, en consecuencia, mayor pérdida de SE en caso de incendio forestal.

Efecto del clima y el tipo funcional de bosque en el riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos

El riesgo de pérdida de SE está principalmente determinado por el clima. Bajo condiciones medias, los bosques húmedos tienen el riesgo más bajo de perder SE, a excepción del control de la erosión. Precipitaciones bajas tienen un efecto importante en el área quemada, ya que reducen la humedad del combustible y aumentan su inflamabilidad (Littell et al. 2009; Holden et al. 2018). Condiciones de menor humedad y mayor temperatura ponen la retención de carbono bajo el mayor riesgo para todos los tipos funcionales de bosque excepto las coníferas mediterráneas (es decir, *Pinus halepensis*, *P. pinea* y *P. pinaster*). Precipitaciones bajas y temperaturas altas hacen que aumente la magnitud de la perturbación que, junto con los niveles más elevados de retención de carbono en todos los tipos de bosque excepto las coníferas mediterráneas (Vayreda et al. 2012), resulta en los valores más elevados de riesgo de pérdida de retención de carbono. En referencia a la riqueza de aves, las coníferas no mediterráneas (por ejemplo, *Pinus sylvestris*, *P. pinea*, *P. uncinata*, *Abies alba*) y los bosques que crecen bajo condiciones cálidas tienen el riesgo más elevado. Previos estudios muestran que la temperatura afecta negativamente a la riqueza de aves en la zona de estudio (Lecina-Díaz et al. 2018), ya que la mayoría de las aves forestales son especies de clima frío que se encuentran en el límite sur de su distribución en Europa (Regos et al. 2017). Aunque cambios en las comunidades de aves son frecuentes poco después del fuego debido a cambios que el fuego provoca en el hábitat y la disponibilidad de recursos, la riqueza de aves vuelve a niveles previos al fuego después de unos años (Saracco et al. 2018; Zlonis et al. 2019). Sin embargo, cambios en el hábitat post-incendio en bosques de coníferas no mediterráneas pueden verse agravados por su ausencia de capacidad de regeneración post-incendio, con consecuencias para las comunidades de aves. En referencia al control de la erosión, el riesgo mayor está en las coníferas no mediterráneas en temperaturas relativamente cálidas ($>7,8$ °C). La ausencia de capacidad adaptativa de las coníferas no mediterráneas, en comparación con los demás grupos funcionales, puede resultar también en un mayor riesgo de erosión, debido a las limitaciones de crecimiento después del fuego (Maringer et al. 2012; Reyes et al. 2015), pero la temperatura limita su riesgo a través de la magnitud de la perturbación de estos bosques, al menos bajo condiciones medias (es decir, valores bajos de FWI en áreas con bajas temperaturas).

Bajo condiciones extremas, el clima sigue siendo un factor relevante para los SE en riesgo, aunque con distintos umbrales de precipitación y temperatura. Áreas más húmedas y frías tienen un riesgo mayor que bajo condiciones medias, en concordancia con otros estudios que relacionan climas menos áridos con mayor biomasa disponible para generar severidad extrema post-incendio (Lecina-Díaz et al. 2014). Por el contrario, la importancia del tipo de bosque aumenta, siendo las coníferas no mediterráneas las que tienen el mayor riesgo de perder SE. Bajo estas condiciones, el factor que diferencia los tipos funcionales de bosque es la ausencia de capacidad adaptativa de las coníferas no mediterráneas, que resulta en este tipo de bosque siendo el que tiene más riesgo. Sin embargo, estudios previos han mostrado que el calentamiento climático está acelerando condiciones de regeneración post-incendio desfavorables, sin tener en cuenta el tipo funcional de bosque (por ejemplo, menor capacidad de germinación y rebrote debido a clima desfavorable) (Enright et al. 2015; Stevens-Rumann et al. 2018). Las coníferas no mediterráneas de zonas húmedas se han visto previamente afectadas por incendios extremos y han mostrado una capacidad de regeneración limitada en comparación con otros tipos de bosques (Retana et al. 2002; Rodrigo et al. 2004; Pausas et al. 2008). Esto es consistente con otros estudios que las han calificado como vulnerables debido a su ausencia de capacidad de regeneración, ya que está estrechamente ligada con la capacidad de dispersión de semillas de los árboles supervivientes (Vilà-Cabrera et al. 2012; Christopoulou et al. 2014). En consecuencia, estos bosques a veces cambian hacia otros tipos de bosque (básicamente

dominados por especies rebrotadoras), o hacia otros tipos de vegetación como los matorrales (Retana et al. 2002; Pérez-Cabello et al. 2010), resultando en impactos muy elevados en sus SE.

Influencia del clima y el tipo funcional de bosque en incrementos potenciales del riesgo

Aunque los incendios forestales son una parte integral de los bosques, es probable que aumente el riesgo de incendio en muchos lugares como consecuencia del cambio climático, haciendo que los incendios bajo condiciones extremas sean más comunes en un futuro. De este modo, caracterizar los bosques en relación con el cambio de condiciones (actuales) medias a extremas puede ser relevante para el riesgo de pérdida de SE. Los incrementos mayores de SE en riesgo ocurren en los bosques más húmedos del área de estudio, que actualmente tienen poco riesgo. Estos bosques relativamente húmedos crecen sin limitaciones hídricas, por lo que están asociados a una capacidad de retención de carbono y de control de la erosión alta. Aunque estos bosques no están comúnmente afectados por incendios (Díaz-Delgado et al. 2004; Brotons et al. 2013), estudios previos sugieren un incremento de incendios en latitudes del norte a elevada altitud en regiones mediterráneas (Duguy et al. 2013). El cambio climático hará aumentar la severidad e intensidad de los episodios de sequía en el mediterráneo, resultando en incrementos de más del 50% de días favorables a incendios extremos (Vilà-Cabrera et al. 2012; Bowman et al. 2017). Escenarios futuros de incrementos de temperatura de 2-4 °C en el sur de Europa hacia el 2080 suponen una reducción de la precipitación hasta del 30% (Vilà-Cabrera et al. 2012; Bowman et al. 2017), y se espera un aumento de la frecuencia de incendios en otras regiones del mundo en un futuro (Moritz et al. 2012; Liu et al. 2013; Coogan et al. 2019). Por lo tanto, habría que tener en cuenta que pueden aparecer nuevas áreas con un alto riesgo de pérdida de SE y éstas deberían ser consideradas una prioridad para la gestión forestal orientada a reducir la susceptibilidad y aumentar la capacidad adaptativa de los bosques.

6 Conclusiones

En estudio, hemos evaluado el riesgo actual y futuro de perder SE (retención de carbono, control hidrológico y control de la erosión) y biodiversidad (riqueza de aves) debido a incendios forestales, enfatizando las grandes diferencias grupos tipos funcionales de bosque. En este sentido, la gestión forestal que favorezca planifolios sobre coníferas no mediterráneas podría ser promovida para aumentar la capacidad adaptativa y, como consecuencia, reducir el riesgo de perder SE. No obstante, no está todavía claro hasta qué punto el clima futuro cambiará la distribución de las especies y los regímenes de incendios, y cómo estos cambios afectarán a la magnitud de la perturbación, susceptibilidad y capacidad adaptativa del futuro, que definen el riesgo. Hemos aproximado las condiciones futuras utilizando valores extremos de la magnitud de la perturbación, pero entender mejor la distribución futura de la magnitud de la perturbación sigue siendo un reto. Este estudio constituye un avance en la cuantificación de la vulnerabilidad y el riesgo que puede ser aplicado en otros sistemas. Debido al incremento de la intensidad de los regímenes de perturbaciones en Europa (Seidl et al. 2011) y de la vulnerabilidad a incendios en otras zonas del mundo (Buotte et al. 2019), nuestros resultados pueden contribuir al desarrollo de políticas futuras mediante la anticipación de condiciones asociadas a riesgos particularmente elevados, que pueden ser usadas como guía para una gestión forestal eficiente.

7 Agradecimientos

Agradecemos a Miquel de Cáceres por compartir los datos del modelo De Cáceres et al. (2015). También agradecemos a los cuerpos de bomberos de la Generalitat de Catalunya y a Francesc Xavier Castro por compartir datos, y al Joint Research Centre por proveer de datos históricos del FWI. Asimismo agradecemos al Inventario Forestal Nacional y al Instituto Catalán de Ornitología por proveer de datos, así como a los miles de participantes que tomaron estos datos. Este estudio está

financiado por los proyectos 'FORESTCAST' (CGL2014-59742- C2-1-R) y 'INMODES' (CGL2017-89999- C2-1-R), así como por la beca pre-doctoral de Judit Lecina-Díaz (BES-2015- 073854) del Ministerio de Economía y Competitividad.

8 Bibliografía

ABATZOGLOU, J. T.; A. P. WILLIAMS; L. BOSCHETTI; M. ZUBKOVA; and C. A. KOLDEN.; 2018. *Global patterns of interannual climate–fire relationships*. 5164–5175 p.

AMATULLI, G.; A. CAMIA; and J. SAN-MIGUEL-AYANZ.; 2013. Estimating future burned areas under changing climate in the EU-Mediterranean countries. *Sci. Total Environ.* 450–451:209–222 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.014>.

BOWMAN, D. M. J. S.; G. J. WILLIAMSON; J. T. ABATZOGLOU; C. A. KOLDEN; M. A. COCHRANE; and A. M. S. SMITH.; 2017. Human exposure and sensitivity to globally extreme wildfire events. *Nat. Ecol. Evol.* 1(3):0058 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-016-0058>.

BROTOS, L.; N. AQUILUÉ; M. DE CÁCERES; M.-J. FORTIN; and A. FALL.; 2013. How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes Bohrer, G. (ed.). *PLoS One.* 8(5):e62392 Available online at: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0062392>.

BUOTTE, P. C.; S. LEVIS; B. E. LAW; T. W. HUDIBURG; D. E. RUPP; and J. J. KENT.; 2019. Near-future forest vulnerability to drought and fire varies across the western United States. *Glob. Chang. Biol.* 25(1):290–303 Available online at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.14490>.

DE CÁCERES, M.; J. MARTÍNEZ-VILALTA; L. COLL; P. LLORENS; P. CASALS; R. POYATOS; J. G. PAUSAS; and L. BROTOS.; 2015. Coupling a water balance model with forest inventory data to predict drought stress: The role of forest structural changes vs. climate changes. *Agric. For. Meteorol.* 213:77–90 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.06.012>.

CHRISTOPOULOU, A.; N. M. FYLLAS; P. ANDRIOPOULOS; N. KOUTSIAS; P. G. DIMITRAKOPOULOS; and M. ARIANOUTSOU.; 2014. Post-fire regeneration patterns of *Pinus nigra* in a recently burned area in Mount Taygetos, Southern Greece: The role of unburned forest patches. *For. Ecol. Manage.* 327:148–156 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.006>.

COOGAN, S. C. P.; F. N. ROBINNE; P. JAIN; and M. D. FLANNIGAN.; 2019. Scientists' warning on wildfire – a canadian perspective. *Can. J. For. Res.* 49(9):1015–1023.

DÍAZ-DELGADO, R.; F. LLORET; and X. PONS.; 2004. Statistical analysis of fire frequency models for Catalonia (NE Spain, 1975-1998) based on fire scar maps from Landsat MSS data. *Int. J. Wildl. Fire.* 13(1):89–99.

DUGUY, B.; J. A. ALLOZA; M. J. BAEZA; J. DE LA RIVA; M. ECHEVERRÍA; P. IBARRA; J. LLOVET; F. P. CABELLO; P. ROVIRA; and R. V. VALLEJO.; 2012. Modelling the Ecological Vulnerability to Forest Fires in Mediterranean Ecosystems Using Geographic Information Technologies. *Environ. Manage.*

50(6):1012–1026 Available online at: <http://link.springer.com/10.1007/s00267-012-9933-3>.

DUGUY, B.; S. PAULA; J. G. PAUSAS; J. A. ALLOZA; T. GIMENO; and R. V. VALLEJO.; 2013. Effects of Climate and Extreme Events on Wildfire Regime and Their Ecological Impacts. P. 23–37 in *Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean: Volume 2: Agriculture, Forests and Ecosystem Services and People*, Advances in Global Change Research. Navarra, A., and L. Tubiana (eds.). Springer Netherlands, Dordrecht. Available online at: <http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-5769-1>.

ENRIGHT, N. J.; J. B. FONTAINE; D. M. J. S. BOWMAN; R. A. BRADSTOCK; and R. J. WILLIAMS.; 2015. Interval squeeze: Altered fire regimes and demographic responses interact to threaten woody species persistence as climate changes. *Front. Ecol. Environ.* 13(5):265–272.

ESTRADA, J.; V. PEDROCCHI; L. BROTONS; and S. HERRANDO.; 2004. *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999–2002*. Lynx Edici. (ICO), I.C. d'Ornitologia (ed.) Barcelona.

FREMOUT, T.; E. THOMAS; H. GAISBERGER; K. VAN MEERBEEK; J. MUENCHOW; S. BRIERS; C. E. GUTIERREZ-MIRANDA; ET AL.; 2020. Mapping tree species vulnerability to multiple threats as a guide to restoration and conservation of tropical dry forests. *Glob. Chang. Biol.* (December 2019):1–17.

GHORBANZADEH, O.; T. BLASCHKE; K. GHOLAMNIA; and J. ARYAL.; 2019. Forest Fire Susceptibility and Risk Mapping Using Social / Infrastructural Vulnerability and Environmental Variables. *Fire*.
GRAMACY, R. B.; 2016. 'tgp' R package: Bayesian Treed Gaussian Process Models.

HARPER, A. R.; S. H. DOERR; C. SANTIN; C. A. FROYD; and P. SINNADURAI.; 2018. Prescribed fire and its impacts on ecosystem services in the UK. *Sci. Total Environ.* 624:691–703 Available online at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717335878>.

HOLDEN, Z. A.; A. SWANSON; C. H. LUCE; W. M. JOLLY; M. MANETA; J. W. OYLER; D. A. WARREN; R. PARSONS; and D. AFFLECK.; 2018. Decreasing fire season precipitation increased recent western US forest wildfire activity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115(36):E8349–E8357.

IPCC.; 2018. *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change*,. Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, et al. (eds.).

JOINT RESEARCH CENTRE. Fire Weather Index - ERA-Interim (Version 2.0) [Data set]. Zenodo. 2017.

KUHN, M.; J. WING; S. WESTON; A. WILLIAMS; C. KEEFER; A. ENGELHARDT; T. COOPER; ET AL.; 2015. Caret: Classification and Regression Training.

LECINA-DIAZ, J.; A. ALVAREZ; A. REGOS; P. DRAPEAU; A. PAQUETTE; C. MESSIER; and J. RETANA.; 2018. The positive carbon stocks–biodiversity relationship in forests: co-occurrence and drivers across five subclimates. *Ecol. Appl.* 28(6):1481–1493.

LECINA-DIAZ, J.; A. ALVAREZ; and J. RETANA.; 2014. Extreme fire severity patterns in topographic, convective and wind-driven historical wildfires of mediterranean pine forests. *PLoS One.* 9(1).
LECINA-DIAZ, J.; J. MARTÍNEZ-VILALTA; A. ALVAREZ; M. BANQUÉ; J. BIRKMANN; D. FELDMEYER; J. VAYREDA; and J. RETANA.; 2020. Characterizing forest vulnerability and risk to climate-change hazards. *Front. Ecol. Environ.*

LEVERKUS, A. B.; J. M. REY BENAYAS; J. CASTRO; D. BOUCHER; S. BREWER; B. M. COLLINS; D. DONATO; ET AL.; 2018. Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services – a systematic map. *Can. J. For. Res.* 48(9):983–1000 Available online at: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/cjfr-2018-0114>.

LITTELL, J. S.; D. MCKENZIE; D. L. PETERSON; and A. L. WESTERLING.; 2009. Climate and wildfire area burned in western U.S. ecoprovinces, 1916–2003. *Ecol. Appl.* 19(4):1003–1021.

LIU, Y.; S. L. GOODRICK; and J. A. STANTURF.; 2013. Future U.S. wildfire potential trends projected using a dynamically downscaled climate change scenario. *For. Ecol. Manage.* 294:120–135 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.049>.

MARINGER, J.; T. WOHLGEMUTH; C. NEFF; G. B. PEZZATTI; and M. CONEDERA.; 2012. Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants.* 207(1):19–29 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2011.07.016>.

MCSC.; 2005. Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya (CREAF, Barcelona). Available at <http://www.creaf.uab.es/mcsc>.

MORITZ, M. A.; M.-A. PARISIEN; E. BATLLORI; M. A. KRAWCHUK; J. VAN DORN; D. J. GANZ; H. KATHARINE; and K. HAYHOE.; 2012. Climate change and disruptions to global fire activity. *Ecosp.* 3 (6)(June):1–22.

NINYEROLA, M.; X. PONS; and J. M. ROURE.; 2000. A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *Int. J. Climatol.* 20:1823–1841.

OLIVEIRA, S.; F. FÉLIX; A. NUNES; L. LOURENÇO; G. LANEVE; and A. SEBASTIÁN-LÓPEZ.; 2018. Mapping wildfire vulnerability in Mediterranean Europe. Testing a stepwise approach for operational purposes. *J. Environ. Manage.* 206:158–169.

PALHEIRO, P. M.; P. FERNANDES; and M. G. CRUZ.; 2006. A fire behaviour-based fire danger classification for maritime pine stands: Comparison of two approaches. *For. Ecol. Manage.* 234:S54 Available online at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112706005846>.

PAUSAS, J. G.; and J. E. KEELEY.; 2019. Wildfires as an ecosystem service. *Front. Ecol. Environ.*: 1–7.

PAUSAS, J. G.; J. LLOVET; A. RODRIGO; and R. VALLEJO.; 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin ? – A review. *Int. J. Wildl. Fire*. 17:713–723.

PÉREZ-CABELLO, F.; P. IBARRA; M. T. ECHEVERRÍA; and J. DE LA RIVA.; 2010. Post-fire land degradation of *Pinus sylvestris* L. woodlands after 14 years. *L. Degrad. Dev.* 21(2):145–160.

PÉREZ-SÁNCHEZ, J.; J. SENENT-APARICIO; J. M. DÍAZ-PALMERO; and J. DE D. CABEZAS-CEREZO.; 2017. A comparative study of fire weather indices in a semiarid south-eastern Europe region. Case of study: Murcia (Spain). *Sci. Total Environ.* 590–591:761–774 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.040>.

REGOS, A.; M. CLAVERO; M. D'AMEN; A. GUISAN; and L. BROTONS.; 2017. Wildfire-vegetation dynamics affect predictions of climate change impact on bird communities. *Ecography (Cop.)*. (July):1–13 Available online at: <http://doi.wiley.com/10.1111/ecog.02990>.

RETANA, J.; J. MARIA ESPELTA; A. HABROUK; J. LUIS ORDOÑEZ; and F. DE SOLÀ-MORALES.; 2002. Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain. *Écoscience*. 9(1):89–97.

REYES, O.; J. GARCÍA-DURO; and J. SALGADO.; 2015. Fire affects soil organic matter and the emergence of *Pinus radiata* seedlings. *Ann. For. Sci.* 72(2):267–275 Available online at: <http://link.springer.com/10.1007/s13595-014-0427-8>.

RODRIGO, A.; J. RETANA; and F. X. PICÓ.; 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*. 85(3):716–729 Available online at: <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/02-0492>.

ROMÁN, M. V.; D. AZQUETA; and M. RODRÍGUES.; 2013. Methodological approach to assess the socio-economic vulnerability to wildfires in Spain. *For. Ecol. Manage.* 294:158–165.

SARACCO, J. F.; S. M. FETTIG; G. L. SAN MIGUEL; D. W. MEHLMAN; B. E. THOMPSON; and S. K. ALBERT.; 2018. Avian demographic responses to drought and fire: a community-level perspective. *Ecol. Appl.* 28(7):1773–1781 Available online at: <http://doi.wiley.com/10.1002/eap.1751>.

SEIDL, R.; and W. RAMMER.; 2017. Climate change amplifies the interactions between wind and bark beetle disturbances in forest landscapes. *Landsc. Ecol.* 32(7):1485–1498.

SEIDL, R.; M.-J. SCHELHAAS; W. RAMMER; and P. J. VERKERK.; 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nat. Clim. Chang.* 4(9):806–810 Available online at: <http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nclimate2318>.

SEIDL, R.; M. J. SCHELHAAS; and M. J. LEXER.; 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Glob. Chang. Biol.* 17(9):2842–2852.

SHAKESBY, R. A.; 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Rev.* 105(3–4):71–100 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>.

STEVENS-RUMANN, C. S.; K. B. KEMP; P. E. HIGUERA; B. J. HARVEY; M. T. ROTHER; D. C. DONATO; P. MORGAN; and T. T. VEBLEN.; 2018. Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. *Ecol. Lett.* 21(2):243–252.

THOM, D.; and R. SEIDL.; 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 91(3):760–781 Available online at: <http://doi.wiley.com/10.1111/brv.12193>.

THORNE, J. H.; H. CHOE; P. A. STINE; J. C. CHAMBERS; A. HOLGUIN; A. C. KERR; and M. W. SCHWARTZ.; 2018. Climate change vulnerability assessment of forests in the Southwest USA. *Clim. Change.* 148(3):387–402 Available online at: <http://link.springer.com/10.1007/s10584-017-2010-4>.

VAYREDA, J.; M. GRACIA; J. G. CANADELL; and J. RETANA.; 2012. Spatial Patterns and Predictors of Forest Carbon Stocks in Western Mediterranean. *Ecosystems.* 15(8):1258–1270.

VIEIRA, D. C. S.; M. C. MALVAR; C. FERNÁNDEZ; D. SERPA; and J. J. KEIZER.; 2016. Annual runoff and erosion in a recently burn Mediterranean forest – The effects of plowing and time-since-fire. *Geomorphology.* 270:172–183 Available online at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.06.042>.

VILÀ-CABRERA, A.; A. RODRIGO; J. MARTÍNEZ-VILALTA; and J. RETANA.; 2012. Lack of regeneration and climatic vulnerability to fire of Scots pine may induce vegetation shifts at the southern edge of its distribution. *J. Biogeogr.* 39(3):488–496.

VUKOMANOVIC, J.; and T. STEELMAN.; 2019. A Systematic Review of Relationships Between Mountain Wildfire and Ecosystem Services. *Landsc. Ecol.* 34(5):1179–1194 Available online at: <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00832-9>.

VAN WAGNER, C. E.; 1987. *Development and structure of the Canadian forest {F}ire {W}eather {I}ndex system. Technical Report 35. Canadian Forestry Service. Ottawa, Ontario.*

ZLONIS, E. J.; N. G. WALTON; B. R. STURTEVANT; P. T. WOLTER; and G. J. NIEMI.; 2019. Burn severity and heterogeneity mediate avian response to wildfire in a hemiboreal forest. *For. Ecol. Manage.* 439(February):70–80 Available online at: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.043>.