

RETOS EN EL MANEJO DE COMBUSTIBLES EN MASAS FORESTALES Y EN LA INTERFAZ URBANO FORESTAL

**Cristina Fernández
José Antonio Vega**



andavira
e d i t o r a

RETOS EN EL MANEJO DE COMBUSTIBLES
EN MASAS FORESTALES Y EN LA INTERFAZ
URBANO FORESTAL

©Andavira Editora, S. L., 2020
Vía de Édison, 33-35 (Polígono del Tambre)
15890 Santiago de Compostela (A Coruña)
www.andavira.com · info@andavira.com

© Cristina Fernández y José Antonio Vega

Diseño de cubierta: Dixital 21, S. L.
Maquetación: Tórculo Comunicación Gráfica, S. A.
Impresión y encuadernación: Tórculo Comunicación Gráfica, S. A.

Impreso en España · *Printed in Spain*

Reservados todos los derechos. No se permite la reproducción total o parcial de esta obra, ni su incorporación a un sistema informático, ni su transmisión en cualquier forma o por cualquier medio (electrónico, mecánico, fotocopia, grabación u otros) sin autorización previa y por escrito de los titulares del copyright. La infracción de dichos derechos puede constituir un delito contra la propiedad intelectual.

Diríjase a CEDRO (Centro Español de Derechos Reprográficos) si necesita fotocopiar o escanear algún fragmento de esta obra. Puede contactar con CEDRO a través de la web www.conlicencia.com o por teléfono en el 91 702 19 70 / 93 272 04 47.

Andavira, en su deseo de mejorar sus publicaciones, agradecerá cualquier sugerencia que los lectores hagan al departamento editorial por correo electrónico: info@andavira.com.

Depósito legal: C 1845-2020

ISBN: 978-84-123245-1-8

INDICE

Presentación	9
Russell Parsons (USDA Forest Service). Evaluación de patrones espaciales de actividades preventivas en el comportamiento del fuego en múltiples escalas.	13
Alfonso Barreiro (Xunta de Galicia). Prevención de incendios forestales en Galicia.	39
Ana Daría Ruiz. (Universidad de Santiago de Compostela). Modelización de combustibles de copa de las principales formaciones arboladas de Galicia.	41
Sandra Sánchez y Elena Canga (CETEMAS). Empleo de las nuevas tecnologías para caracterización de combustibles forestales en el Principado de Asturias.	51
Manuel Francisco (Xunta de Galicia). La importancia en la gestión de la interfaz urbano-forestal. Organización del dispositivo de extinción en Galicia en situación 2.	57
Francisco Rodríguez y Silva. (Universidad de Córdoba). El Cambio Global y el Incendio Urbano-Forestal. Reflexiones para minorar la Vulnerabilidad y la Incertidumbre Operacional.	61
Javier Madrigal, Mercedes Guijarro y Carmen Hernando (INIA). La inflamabilidad de combustibles vegetales en la interfaz urbano-forestal: propuestas para mejorar los índices de riesgo en el Noroeste peninsular.	75
José M ^a Fernández-Alonso (CIF-Lourizán). Efectos de los tratamientos preventivos sobre el comportamiento del fuego en franjas de gestión de biomasa.	83
Enrique Jiménez, Conceição Colaço, Sandra Sánchez, Alejandro Cantero, José M. Fernández- Alonso, Francisco Castro, Elena Canga (CIF-Lourizán, Universidade de Lisboa, CETEMAS, HAZI). Criterios para desarrollar planes de prevención en áreas forestales e interfaz urbano-forestal en el ámbito del proyecto SUDOE PLURIFOR.	91
José A. Vega y Cristina Fernández (CIF-Lourizán). La interfaz urbano-forestal-agrícola en Galicia y el riesgo de incendio.	103

Prefacio

Galicia junto con el Norte de Portugal, es el territorio de la Unión Europea que presenta la mayor actividad de incendios forestales. Esos fuegos causan un importante impacto social, económico y ambiental especialmente visible en las zonas de interfaz urbano-forestal. En los últimos años, estamos observando cómo las condiciones meteorológicas extremas pueden afectar a todo el territorio europeo, no sólo a la región mediterránea por lo que resulta necesario proporcionar directrices sobre cómo actuar en caso de incendios forestales y cómo aumentar nuestra resiliencia, aprovechando las experiencias y capacidades nacionales individuales y compartiendo las mejores prácticas. Ese ha sido el objetivo del proyecto PLURIFOR (SOE1/P4/F0112) que ha intentado buscar soluciones comunes para el Sur de Europa a problemas compartidos como los incendios forestales.

El Taller celebrado en el Centro de Investigación Forestal de Lourizán el pasado 8 de Noviembre de 2018 formaba parte de las actividades previstas en el proyecto. Durante el Taller que contó con una alta participación de público discutieron diferentes aspectos relativos a las herramientas disponibles para la gestión del peligro en las áreas de interfaz urbano-forestal tanto desde el punto de vista de la investigación como desde el ámbito de la gestión. Las ponencias presentadas aportaron información valiosa sobre diferentes aspectos ligados al manejo de los combustibles forestales, pero también quedó patente que estamos ante un problema de difícil solución. Todas las cuestiones relativas a la gestión de las zonas de interfaz rural urbana son numerosas y están muy lejos de estar resueltas a pesar del incremento de conocimiento científico-técnico en estos últimos años. Resolver el problema de incendios de interfaz es un reto a largo plazo por todos los cambios asociados a la población, culturales, de combustibles y el cambio climático. Se han identificado también necesidades de investigación que podrían ayudar a encarar el problema en un futuro. Entre ellas: Mejorar el conocimiento sobre el comportamiento del fuego en áreas de interfaz. Existe también la necesidad de mejorar o validar los sistemas de predicción actuales. Cuantificar mejor cómo los tratamientos preventivos pueden afectar a la severidad de un posible incendio. La longevidad de los tratamientos preventivos y cuál será la frecuencia de aplicación y sus efectos sobre biodiversidad y degradación de los ecosistemas también son temas que necesitan investigación.

Todo ello debería ir acompañado de campañas de sensibilización y formación a todos los agentes implicados en el problema. El riesgo no se eliminará manejando los combustibles únicamente, la educación será también crucial.

Cristina Fernández y José A. Vega. Coordinadores del Taller

PRESENTACION

Los tratamientos preventivos, actuando sobre los combustibles forestales, ofrecen a los gestores una oportunidad de mitigar proactivamente la severidad de los incendios forestales, además de restaurar la funcionalidad de los ecosistemas. Esos tratamientos resultan críticos en la interfaz urbano-forestal (IUF), y en su entorno, pero también en zonas estratégicas de las masas forestales. La modelización del comportamiento del fuego nos ayuda a entender mejor los procesos subyacentes que controlan el desarrollo del incendio y también la forma en la que las intervenciones en los combustibles pueden actuar sobre el fuego, mitigando sus impactos. Russel Parsons resume algunos de los resultados más significativos obtenidos en sus últimos estudios, basados en la modelización física del comportamiento del fuego forestal y desarrollados en el Laboratorio de Missoula del Servicio Forestal de Estados Unidos, donde él trabaja en colaboración con otros centros de ese país y del INRA de Francia. Estos modelos tienen alta resolución, abordan las interacciones entre fuego, combustibles y atmósfera y poseen un gran potencial para aumentar su capacidad de predicción del comportamiento del fuego en el futuro. La modelización de combustibles en el sistema desarrollado (STANDFIRE) tiene en cuenta la distribución de biomasa dentro de las copas de árboles individuales y el perfil vertical de la geometría de la copa. También puede representar la heterogeneidad de los combustibles, a nivel de rodal, tratándolos como elementos agrupados o como polígonos irregulares. Entre sus utilidades está la de poder comparar los efectos de los tratamientos de combustible sobre variables de comportamiento del fuego y de la severidad del incendio, permitiendo así ampliar nuestro conocimiento sobre los procesos puestos en juego y afinar las especificaciones de los tratamientos preventivos para cumplir sus objetivos.

Alfonso Barreiro recuerda que la política de defensa del medio rural contra los incendios en Galicia no puede ser desarrollada de forma aislada, si se quiere que tenga éxito, sino integrada en un contexto más amplio de planificación del territorio y de desarrollo rural. Esto exige un compromiso de todas las administraciones, los propietarios particulares que poseen la inmensa mayoría del terreno forestal en Galicia, las comunidades de montes vecinales en mano común, los agricultores, la sociedad del medio rural y en general el conjunto de la ciudadanía. Como ejes centrales del sistema en Galicia subraya: 1) la planificación y ejecución de la gestión de los combustibles forestales en zonas estratégicas de alto riesgo de incendio, comprendiendo la construcción y mantenimiento de fajas de protección circundando las zonas pobladas, y también el tratamiento de áreas forestales, 2) el reforzamiento de las estructuras de extinción y de prevención de los incendios forestales, 3) el aumento del esfuerzo en la educación, sensibilización, divulgación y extensión agroforestal para la defensa del medio rural contra los incendios y para el uso correcto del fuego en ese ámbito. 4) el incremento de la vigilancia, disuasión, y persecución de la actividad incendiaria, apoyándose en la colaboración vecinal.

La exposición de Ana Daría Ruiz da a conocer un conjunto de modelos para la determinación de las principales variables estructurales del dosel arbóreo de las tres coníferas que forman las masas forestales gallegas más propensas a fuego de copas. Constituyen herramientas útiles para poder modelizar el inicio y comportamiento de ese tipo de incendios afectando el dosel

arbóreo en rodales de las tres especies de pino presentes en Galicia y por tanto estimar el nivel de peligro de ese tipo de fuego en ellas. También ayudar a determinar el efecto de una intervención selvícola preventiva en el posible comportamiento del fuego, y en la evaluación de su eficacia. Se ofrecen tres aproximaciones, sustentadas en el uso respectivo de tres fuentes de información disponibles de forma gratuita: la basada en el IFN, la proveniente del PNOA obtenida mediante LIDAR y la del satélite Sentinel-2. Se comentan las ventajas e inconvenientes de ellas. Sigue pendiente disponer de una cartografía de los combustibles del dosel arbóreo y del sotobosque para la Comunidad Autónoma que permita un conocimiento espacial de ellos, ayudando así a la mejora de la planificación de tratamientos preventivos de combustible y en las decisiones a tomar en la extinción.

Justamente Sandra Sánchez y Elena Canga nos informan sobre el esquema metodológico que están usando para desarrollar una cartografía digitalizada de combustibles forestales de la Comunidad Asturiana, dando un paso adelante en el sentido señalado líneas más arriba. La cartografía está basada en conjunción de la del Mapa Forestal, el uso de la información del PNOA y la Foto-guía de combustibles forestales de Galicia. El trabajo supone una importante mejora respecto a los mapas de combustible disponibles actualmente que se refieren a la asimilación a los modelos estándar de Estados Unidos, que no tienen en cuenta los combustibles del dosel arbóreo y cuya representatividad de las situaciones reales de combustibles del Principado resulta, en bastantes casos, discutible.

Manuel Francisco destaca la relevancia de la (IUF) desde la visión de la responsabilidad en la extinción del incendio forestal. Tras unas reflexiones sobre los cambios en los factores influyentes en el problema de los incendios en Galicia, acaecidos en los últimos decenios, indica cómo los grandes incendios recientes han generado una notable variación de perspectiva en la población en relación al riesgo de incendio. A juicio del ponente ello se ha debido, en gran parte, a que los últimos grandes incendios han sido particularmente críticos, al amenazar de forma inmediata, núcleos rurales y zonas suburbanas de las grandes ciudades gallegas que hasta ahora se veían libres de ese riesgo. Además, el cambio climático está haciendo cada vez más probable el incendio catastrófico, si no se ponen en juego los medios para remediarlo, y esos medios, como Alfonso Barreiro señala, tienen que surgir de un fuerte compromiso de la sociedad entera. En ese contexto, la adaptación de los planes de operaciones de extinción a la nueva realidad climática y a la compleja situación creada por la afectación del fuego a la IUF, resulta imperativa. Al mismo tiempo, los nuevos planes preventivos tienen que basarse en la responsabilidad de los propietarios, la conciencia del riesgo y el desarrollo de la autoprotección.

Francisco Rodríguez y Silva ofrece una amplia perspectiva de las técnicas para disminuir la vulnerabilidad de la IUF frente al incendio y la inevitable incertidumbre ligada a las operaciones de extinción en un entorno de interfaz. Su presentación resume la génesis de la problemática de la IUF en nuestro país, junto a una conceptualización de ella. Se destacan sus aspectos esenciales, en donde factores socioeconómicos se imbrican con las características estructurales de las edificaciones, de la vegetación y del territorio circundante en un complejo escenario. De cara a reducir la vulnerabilidad de la IUF frente al incendio propone una gestión de los combustibles envolventes de la interfaz, de forma combinada con la educación social y

los necesarios cambios de hábitos en la población concernida. En esto coincide con las líneas de aproximación planteadas en Galicia. Se preconiza el uso de un índice de complejidad de la IUF, para cuantificar esa vulnerabilidad, basado en el peligro potencial debido al comportamiento esperado del fuego, la dificultad de extinción y el riesgo estructural. Este último incluyendo el debido a las viviendas, la urbanización y el comportamiento esperado en la población. En relación a la disminución de la incertidumbre su presentación enlaza con la preocupación expresada por Manuel Francisco, respecto a la especificidad, complejidad, e incertidumbre que la IUF introduce en los planes operativos de extinción en ese entorno. Para reducirla se proponen varias líneas de acción. Entre ellas cabe destacar la relativa a la capitalización de la experiencia, una potente herramienta, utilizada en otras regiones de nuestro país y en otras naciones y que entre otros frutos permite retroalimentar y ajustar los protocolos de gestión del territorio y operacionales, e incrementar las habilidades en la resolución de emergencias. En una Comunidad como Galicia, con un elevado número anual de incendios y con una gran interfaz, parece prioritario desarrollar esa aproximación.

Javier Madrigal, Mercedes Guijarro y Carmen Hernando abordan el problema de la inflamabilidad de los combustibles en el entorno inmediato de las edificaciones de la IUF, presentando resultados de sus amplias investigaciones en esta temática, muchas de ellas realizadas con especies de matorrales y arbolado de Galicia. Sus resultados indican que para la carqueixa y el cerqueiro, por su bajo tiempo de ignición, y el tojo por su alta combustibilidad, debería ser prioritaria su gestión dirigida a reducir la probabilidad de aparición de focos secundarios (más probables cerqueirales y carqueixarles) o de generación de frentes de alta intensidad radiativa y convectiva (caso del tojo). Respecto al cerqueiro, los resultados parecen aparentemente no apoyar su permanencia en las fajas de gestión de combustible, por su bajo tiempo de ignición en comparación al pino-una especie a suprimir en esas fajas según la actual legislación de incendios gallega, por ser catalogada como más inflamable-. Sin embargo, su más baja combustibilidad en ensayos de laboratorio y en estudios de campo post-incendio, o en base a las características estructurales de los combustibles de ambas especies parecen apoyar su permanencia. Por otro lado, la rapidez de crecimiento de las leñosas bajas en Galicia y la rápida acumulación de partes secas adheridas a las plantas indican que a los tres-cinco años después de tratamientos de desbroce, quema o trituración estas formaciones presentan una inflamabilidad similar a la previa a los tratamientos. Esto supone que el mantenimiento de las fajas tratadas circundantes a los núcleos habitados exige intervenciones repetidas con frecuencia con sus correspondientes costos económicos. Su sustitución por cultivos agrícolas o pastizales que ofrezcan un rendimiento económico, tal como se está promoviendo por la Xunta, parece una mejor opción.

José M. Fernández-Alonso ha focalizado su contribución sobre el papel de los tratamientos combustible en la reducción del peligro de incendios. Ha tomado como ejemplo la situación de Galicia, discutiendo la aplicabilidad de las investigaciones desarrolladas sobre esa temática. La primera aproximación comentada trata de identificar qué zonas forestales en la Comunidad son más proclives a fuegos de alta intensidad o severidad. Debido a la limitación de recursos en gestión forestal, la determinación espacial de puntos estratégicos de actuación resulta esencial para maximizar el rendimiento de los tratamientos. Los resultados obtenidos muestran que es posible predecir espacialmente la ocurrencia del fuego de copas con buenas precisiones, ayudando así a priorizar inversiones en tratamientos de combustible. Dado que la

actual legislación de Galicia sobre prevención de incendios presta una especial atención al tratamiento de los combustibles de interfaz, la información científica sobre ese punto resulta particularmente necesaria. Los resultados hasta ahora han evaluado la eficacia y longevidad de tratamientos combinados de los combustibles del dosel arbóreo y del sotobosque, encontrando una la reducción del comportamiento del fuego con una duración de al menos 50 meses, si bien otros efectos requieren evaluación.

Enrique Jiménez comenta algunos resultados del proyecto “PLURIFOR”, desarrollado en el marco del programa europeo Interreg-SUDOE, con el objetivo de mejora de los actuales planes de prevención de incendios en áreas forestales y de interfaz en las CC.AA. del N. y NO. Pensinsular y Portugal, a través de la propuesta de establecer unos criterios comunes en la elaboración de esos planes. El análisis del estado actual de los citados planes revela que hay una amplia variedad de ellos, a diferentes niveles territoriales, y con dependencias funcionales muy diversas. A priori esa situación no parece favorecer la adopción de estructuras organizativas y funcionales similares, ni la coordinación de los medios, ni facilitar protocolos y acciones transfronterizas en común. Por ello, el equipo de trabajo del proyecto ha dirigido su atención a la proposición de unos criterios mínimos que a su juicio deberían compartir todos los planes de prevención, en vez de proponer reformas estructurales en la organización de los respectivos servicios de protección contra incendios. Los incendios en todos esos territorios tienen un origen humano y la intencionalidad es una componente común de todos ellos. Por ello los criterios propuestos-aparte de considerar otros componentes- enfatizan en los campos de intervención de índole social, tales como vulnerabilidad, las motivaciones de la población en el campo de la prevención, la educación ambiental y la formación para la autoprotección.

Para terminar, José A. Vega y Cristina Fernández hacen una síntesis de los estudios más recientes realizados en Galicia sobre las características de la interfaz urbano-agrícola forestal que puedan ayudar a entender la problemática y orientar posibles soluciones.

Evaluación del efecto de patrones espaciales de los combustibles forestales, a múltiples escalas, y de su interacción con los tratamientos preventivos sobre el comportamiento del fuego

Russell Parsons

Missoula Fire Sciences Laboratory. Rocky Mountain Research Station. USDA Forest Service.

Introducción

En los últimos años las temporadas de incendios están agravándose en duración e intensidad en muchas áreas del mundo (Flannigam et al. 2013 ; Jolly et al 2015; Abatzoglou et al. 2018).Las sequías prolongadas como consecuencia del cambio climático han favorecido incendios catastróficos con consecuencias indeseables en Estados Unidos(Riley et al., 2013 ; Westerling 2016 ;Van Mangtem et al., 2018; Abatzoglou y Williams, 2016; Holden et al.,2018) , otros países(Dimitrakopoulos et al., 2011, Pausas y Fernández-Muñoz. 2012; Turco et al., 2014; Russo et al., 2017) y a nivel global (Earl and Simmonds, 2018). Esa situación se ve agravada por una interfaz urbano-forestal cada vez más extensa que aumenta el riesgo sobre los núcleos de población (Mell et. al., 2010; Manzello et al., 2018).

Los tratamientos de los combustibles forestales ofrecen a los gestores una oportunidad de mitigar proactivamente la severidad de los incendios (Agee y Skinner, 2005; Stephens et al., 2009; Hudak et al.2011; Fulé et al., 2012; Omi, 2015), además de contribuir a restaurar la funcionalidad de ciertos ecosistemas y su resiliencia (Reinhardt et al., 2008; Stevens et al., 2014; Vaillant y Reinhardt 2017)

Desafortunadamente, el fuego se propaga por las masas forestales de forma muy compleja y falta aún mucha información relativa a numerosos aspectos para comprender el comportamiento del fuego bajo variadas circunstancias. Es difícil identificar las áreas potencialmente con mayor riesgo de sufrir incendios de alta severidad (Fernández-Alonso et al., 2016; Fang et al., 2018; Parks et al., 2018) y cómo actuar en ellas para reducir ese riesgo (Ager et al., 2015, 2016). La ejecución de los llamados tratamientos preventivos de combustible también plantea nuevas preguntas como ¿Qué ha cambiado en los combustibles forestales y el microclima de las masas tratadas?, ¿Cómo afectará esto al comportamiento del fuego? ¿Bajo qué condiciones los tratamientos serán efectivos? o ¿Cuánto por cuánto tiempo? Son muchos factores los que intervienen a la vez, interactuando entre ellos y las respuestas no son fáciles.

El proyecto STANDFIRE, coordinado desde el Fire Sciences Laboratory del USDA Forest Service en Missoula, y con la participación de investigadores de distintas instituciones (Oregon State University, INRA, PNW Research Station, Los Alamos National Laboratory, y Colorado State University), está proporcionando información para mejorar la predicción del comportamiento en áreas donde los combustibles han sido tratados. El proyecto tiene como principales objetivos aumentar el conocimiento sobre cómo el fuego se propaga en masas

arboladas y desarrollar y testar nuevas aproximaciones para predecir los efectos de los tratamientos preventivos sobre el comportamiento de un incendio.

Para alcanzar esos objetivos los modelos pueden jugar un papel esencial en ayudarnos a entender el comportamiento del fuego en condiciones reales. En este proyecto se están empleando dos modelos de comportamiento del fuego de base física HIGRAD-FIRETEC (Linn and Cunningham 2005) y WFDS (Mell et al. ,2009), que tienen alta resolución, abordan las interacciones entre fuego, combustibles y atmósfera y poseen un gran potencial para aumentar su capacidad de modelación en el futuro.

Los combustibles forestales se modelan en STANDFIRE teniendo en cuenta la distribución de biomasa dentro de las copas de árboles individuales, y el perfil vertical de geometría de la copa. También este sistema puede representar la heterogeneidad de los combustibles dentro de rodales, tratándolos como elementos agrupados o como polígonos irregulares. El sistema tiene capacidad de calcular un conjunto de variables que proveen información sobre el comportamiento y algunos efectos del fuego en cada simulación. Esas variables sirven para comparar resultados entre diferentes tratamientos o situaciones alternativas, incluyendo, por ejemplo, la duración de la combustión, algunos parámetros relativos a la intensidad del incendio, el porcentaje de combustible consumido o la probabilidad de mortalidad del arbolado.

STANDFIRE integra conocimientos sobre comportamiento del fuego, dinámica de combustibles y de gestión de las masas arboladas para desarrollar un software que puede ayudar a predecir los impactos de los tratamientos preventivos, a través de simulaciones detalladas a escala de rodal. La conjunción de modelos de comportamiento con base física con modelos espaciales de vegetación y combustibles como FVS -Forest Vegetation Simulator- (Crookston y Dixon 2005)-con datos a escala de los Estados Unidos- o Fuel Manager(Rigolot et al., 2010; Pimont et al., 2016), permite analizar el efecto de diferentes tratamientos preventivos de incendios, a diferentes escalas, en distintos combustibles y cómo ese efecto cambia con el tiempo.

En las líneas que siguen se comentan resultados de algunos estudios recientes que abordan la influencia de la variabilidad espacial de los combustibles forestales en el comportamiento del fuego, a diferentes escalas, desde el interior del árbol individual al rodal y la masa forestal, a través de simulaciones. Todos ellos utilizan modelos numéricos de comportamiento del fuego con base física. Se indican los aspectos de los resultados que pueden tener aplicabilidad en la gestión de los combustibles, especialmente de cara al uso de la clara como herramienta de modificación de la estructura de los combustibles forestales. En latizales y fustales

Efectos de la heterogeneidad en 3D de los combustibles en el interior de la copa sobre su combustión

El fuego de copa es un tipo de incendio muy peligroso para los combatientes y áreas habitadas cercanas y con capacidad de generar severos impactos en los ecosistemas afectados (Alexander 2000; Alexander y Cruz 2016). Por ello resulta muy importante poder efectuar una adecuada predicción del comportamiento del fuego en este tipo de incendios. Los métodos

actuales utilizados no abordan la variabilidad espacial de los combustibles de copa y consideran valores medios en las masas afectadas. Sin embargo, esa variabilidad existe y parece razonable considerar que afecte a la combustión en la copa y por extensión a la propagación a través de ese estrato de combustible. Los nuevos modelos físicos abordan en detalle los procesos puestos en juego cuando la copa del árbol arde y pueden utilizarse para modelar la combustión en los combustibles de la copa y la propagación por ese estrato. Sin embargo, hasta este estudio (Parsons et al., 2011) los impactos potenciales de la variabilidad de los combustibles de copa en su combustión no habían sido explorados. Para investigar esta cuestión se desarrolló primeramente un nuevo modelo FUEL3D que incorpora la teoría de modelos de tubería (PMT) y un procedimiento de ramificación recursiva -muy usado en la aproximación fractal de modelización de la copa de árboles- para modelar la distribución del combustible dentro de las copas de los árboles individuales. El modelo permite usar datos de variables típicas del arbolado, medidas en los inventarios forestales tradicionales, como la altura del arbolado y la altura de la base de la copa y modelar las ramas, al tiempo que retiene aleatoriamente la variabilidad geométrica observada en los datos de campo. Esto hace factible modelar un gran número de árboles, mejorando su aplicación a los inventarios forestales.

Nuestro experimento de simulación (Parsons et al, 2011) evaluó el efecto de la heterogeneidad del combustible dentro de la copa del árbol en su combustión. Para ello se simuló el fuego bajo una copa de árbol con una estructura heterogénea de combustible, modelada con FUEL3D, y esa combustión se comparó con la desarrollada en otra copa homogénea (es decir, donde los combustibles se distribuyen de forma homogénea dentro de ella) y con la misma cantidad de combustible y dimensiones brutas que la heterogénea. La simulación se efectuó con el modelo Wildland-Urban Interface Dynamics Simulator (WFDS) de Mell et al., (2009). Se trata de un modelo físico de predicción de comportamiento del fuego en el que se usan métodos de dinámica de fluidos computacional (CFD) para resolver ecuaciones diferenciales tridimensionales, dependientes del tiempo, que gobiernan el movimiento de los fluidos, la combustión y la transferencia de calor. Además, este modelo es capaz de simular las interacciones combustible-fuego y fuego-atmósfera en tres dimensiones con detalle. Los tres procesos de transferencia de energía (convección, radiación y conducción) entre el combustible y el fuego y entre éste y la atmósfera son modelados. WFDS usa vóxeles (píxeles volumétricos que son las unidades cúbicas que componen un objeto tridimensional) para representar la distribución espacial de los combustibles de las copas de árboles, cuyas dimensiones pueden variar de cm a m, dependiendo de la escala de simulación. Los datos de combustibles tienen que ser previamente tratados para que se asocien con celdas tridimensionales (vóxeles) a través de una aproximación de integración de Monte Carlo. Para simular el comportamiento del fuego sobre el dominio completo de simulación, las ecuaciones de dinámica de fluidos y transferencia de calor se resuelven para cada vóxel.

Se usaron dos fuegos superficiales de intensidades (potencia de calor liberado) diferentes: baja (300 kW) y alta(400kW), y una velocidad de propagación del fuego de $6\text{m}\cdot\text{min}^{-1}$. Para cada simulación se determinaron la cantidad de combustible consumida en la copa, la variación temporal de pérdida de masa en la combustión y la velocidad de transferencia de calor por radiación en el tiempo (potencia radiada). Esto permitió comparar la velocidad de consunción de combustible con la de liberación de energía (Fig.1). Además, los resultados del

modelo se usaron para estimar la probabilidad de mortalidad a nivel de árbol, ligando comportamiento y efectos a la escala de árbol individual.

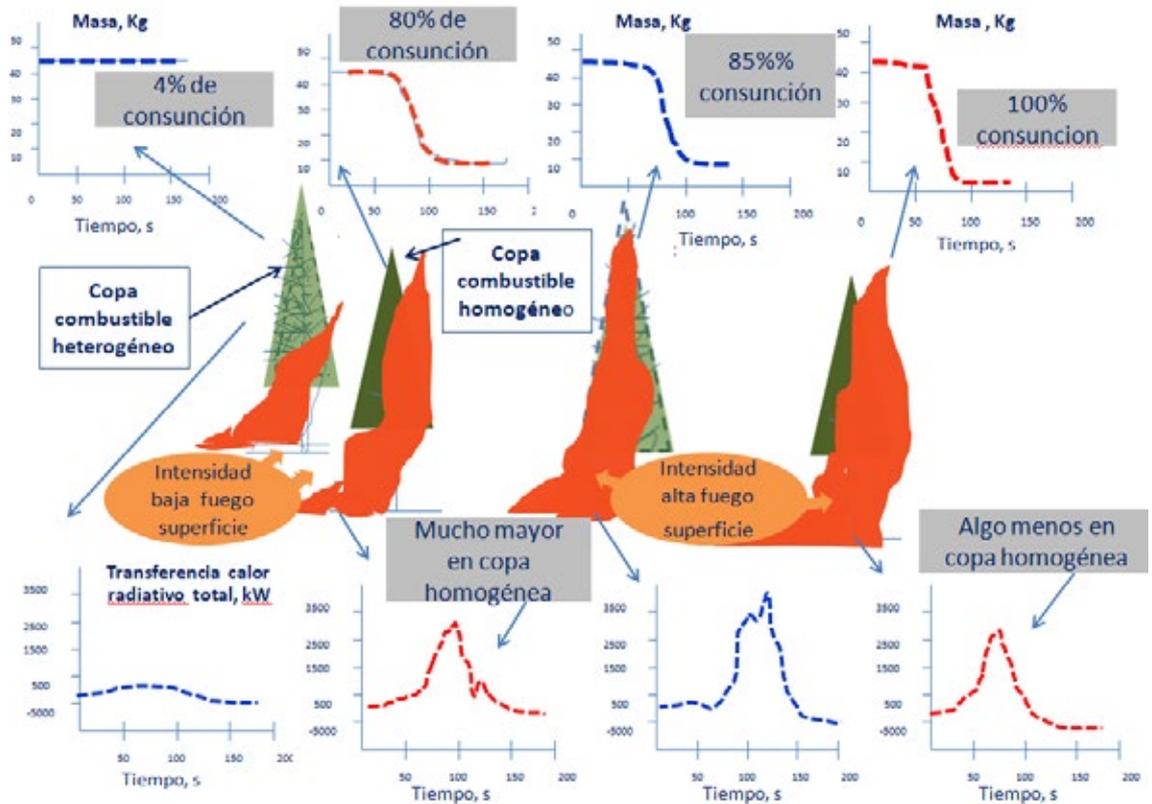


Fig.1 Esquema mostrando el diseño del experimento de simulación sobre la influencia de la heterogeneidad del combustible de copa en la combustión, con dos intensidades del fuego de superficie, y su efecto en la pérdida de masa y transferencia de calor radiativo total desprendido durante el proceso. Basado en Parsons et al. (2011)

Se encontró que la variabilidad dentro de la copa de un árbol alteraba el tiempo, magnitud y dinámica de cómo el fuego quemaba a través de la copa y que los efectos variaban con la intensidad del fuego de superficie (Fig.1). En el caso de la intensidad baja, la simulación mostró que copa heterogénea del árbol apenas se consumiría (4% de pérdida de masa) y probablemente el árbol sobreviviría al fuego, mientras que el árbol con copa homogénea tendría cerca del 80% de consumo de combustible y una diferencia de un orden de magnitud mayor en la transferencia de calor neta radiativa total. Con una mayor intensidad del fuego de superficie los dos tipos de copa arderían fácilmente, con una consumición del 100% para la homogénea y del 85% para la heterogénea. En conjunto, las diferencias para el árbol homogéneo entre los dos casos de intensidad de fuego superficial fueron mínimas, pero resultaron muy marcadas para el árbol heterogéneo. Estos resultados sugieren que la heterogeneidad dentro de la copa puede causar interacciones más condicionales con el fuego, similares a umbrales.

Las implicaciones para el modelado del comportamiento y la ecología del fuego fueron:

1. Parece probable que la variabilidad espacial del combustible dentro de la copa de un árbol pueda representar un mecanismo evolutivo de adaptación tendente a reducir la probabilidad de un incendio sostenido de la copa.

2. El comportamiento del fuego modelado con combustibles homogéneos puede tender a sobrestimar la velocidad de propagación del fuego, ya que la copa homogénea del árbol se quemó más rápido y más consistentemente que la copa con combustible espacialmente variable, aún con intensidades lineales diferentes, pero no muy pronunciadamente.

3. Probablemente la variabilidad del combustible dentro de la estructura de las copas de los árboles, y particularmente los huecos dentro de las copas, cambian la manera en que el viento y las transferencias de calor convectivo pasan a través de ese estrato.

4. La variabilidad del combustible parece actuar haciendo más estrecho el dominio de las condiciones en las que puede producirse la propagación del fuego. Esto viene sugerido porque en la copa de los árboles con combustible espacialmente variable, la combustión procede más lentamente y existe un umbral de respuesta más pronunciado a un aumento en la intensidad del fuego superficial que en las copas homogéneas.

5. Si la propagación del fuego a través de una copa individual está muy condicionada, la capacidad de predicción de la propagación del fuego a través de ellas podría resultar en la práctica bastante limitada. Si ocurre así, puede ser necesario adoptar un enfoque probabilístico para la combustión de las copas, en el que los factores clave sirvan para dar forma a la función de distribución de probabilidad que describe si los árboles individuales arden, y por extensión si el fuego de copas se propaga a través de rodales enteros de árboles.

Explorando la influencia de la conectividad entre árboles sobre la efectividad de la clara para reducir el potencial de fuego de copa

Los modelos de predicción de comportamiento del fuego y de simulación espacial de su propagación son herramientas útiles en las labores de planificación forestal orientada a la gestión de incendios. Pueden predecir el potencial del fuego de una masa forestal determinada o de un escenario extenso de territorio (landscape), ayudar a identificar y evaluar las áreas de mayor riesgo de incendios y asignar recursos a tratamientos de combustible, entre otras funciones (Ager et al, 2006; Finney et al. 2006, Kim et al.2009). Sin embargo los modelos más ampliamente usados en la predicción de comportamiento del fuego, como FARSITE (Finney, 1998), NEXUS (Scott, 1999),FFE-FVS (Reinhardt and Crookston, 2003), BehavePlus (Andrews et al., 2005), and FlamMap (Finney, 2006), así como el del Canadian Forest Fire Behavior Prediction System(CFFBPS Forestry Canada Fire Danger Group 1992), Cruz et al., (2004; 2005; 2006) usan valores medios de las características de la masa, sin considerar la variabilidad espacial de la vegetación dentro de la masa.

En este estudio (Contreras et al., 2012), cuyos resultados se presentan, se desarrolló un método alternativo para utilizar un modelo de comportamiento del fuego, WFDS (Mell et al. 2005; 2009), a escala fina, con objeto de mejorar la evaluación de los efectos del tratamiento del combustible sobre los cambios asociados en el comportamiento del fuego. En lugar de aplicar WFDS a una masa forestal entera, lo cual es un proceso computacionalmente intensivo, ejecutamos el modelo en diferentes combinaciones de disposiciones arbóreas para

representar varias distribuciones espaciales de los árboles y sus características en la masa estudiada, un rodal de 4,6ha con una mezcla de coníferas, en Montana (Estados Unidos). Se usó LIDAR para estimar la altura (HT) y la altura de inicio de la copa (CBH) de cada árbol individual cuya posición se cartografió dentro del rodal y para cada uno de ellos se determinaron el diámetro normal y el diámetro de la copa a partir de las variables citadas. A continuación, desarrollamos modelos de regresión logística, basados en datos de los árboles y resultados del modelado físico del comportamiento del fuego con WFDS. Estos modelos se emplearon luego para predecir el inicio (transición del fuego desde los combustibles de superficie a los elevados de la copa) y la propagación del fuego de copa (desplazamiento del fuego a través de combustibles de la copa del árbol adyacente) para determinadas ubicaciones de árboles (espaciamiento) y sus atributos. Esto se efectuó para dos escenarios meteorológicos, representando condiciones medias y severas en el área de estudio, con temperaturas de 26 y 32 ° C, viento de 8 y 12,8 kmh⁻¹ y humedad relativa de 26% y 14%, respectivamente. Se simplificó la estructura de los combustibles de copa, considerando una distribución homogénea de los mismos con densidad aparente constante en todos los árboles. La humedad foliar se tomó de 100% y 75% para las condiciones ambientales medias y severas, respectivamente. Las características de los combustibles del sotobosque se supusieron iguales en todos los escenarios y con una distribución homogénea. La velocidad de propagación del fuego de superficie se tomó de 3 mmin⁻¹ para el escenario medio y 6 mmin⁻¹ para el severo, con una velocidad de liberación de calor por unidad de área para el fuego de superficie de 650 y 700 kWm⁻² para los dos escenarios meteorológicos citados, respectivamente, y un tiempo de residencia del fuego de 20s en todos los casos.

Se predijo que la iniciación del fuego de copa ocurriría, para una ubicación de árbol y una condición meteorológica dadas si el fuego simulado ascendía de los combustibles de superficie a los de copa consumiendo más del 50% de estos últimos según el modelo WFDS. En tal caso, los combustibles de la copa del árbol se consideraron “conectados verticalmente” con los combustibles de superficie. La propagación del fuego de copa se predijo cuando el fuego se propagó desde un árbol en llamas a la copa de un árbol adyacente consumiendo más del 50% de los combustibles de esa copa. Cuando la propagación del fuego de copa se predijo entre dos árboles adyacentes, entonces ambos árboles se consideraron “conectados horizontalmente”. Las predicciones de conectividad de combustible a nivel de árbol de estos modelos de regresión se utilizaron luego como una medida de evaluación de la eficacia de los tratamientos de clara para reducir el potencial de fuego de copa.

Se consideraron tres escenarios de clareo de la masa con un grado decreciente de agrupamiento de árboles. Se partía de una masa muy irregular, de muy alta densidad (11.213 árboles), con árboles de buenas dimensiones, junto a un estrato intermedio muy denso de árboles suprimidos y pequeños, resultando en una gran continuidad vertical de combustible, tanto horizontal como vertical. El primer escenario representó una clara por lo bajo, en donde se simuló la selección manual de los árboles y la corta de los pequeños, suprimidos e intermedios, para reducir la carga y la continuidad vertical del combustible. Se supuso que todos los árboles con diámetro < 12,7cm se cortaron, apilaron y quemaron. Luego en cada grupo se seleccionó el árbol más grueso y se cortaron los más pequeños de alrededor, en un radio de 2,5m. Esto condujo a una densidad de 575 árboles ha⁻¹. En el segundo escenario se

procedió con los siguientes árboles gruesos hasta dejar una densidad de 400 ha⁻¹, con un espaciamiento medio de 5m. En el tercero se prosiguió de igual manera hasta los 300 árboles ha⁻¹, espaciados 5.8m de media. Conviene señalar que se trata de un aclareo extremadamente fuerte de la masa inicial. Aunque en la práctica la clara puede alterar los combustibles superficiales, su humedad y la velocidad del viento a media llama, se supusieron constantes para centrarse en los cambios de comportamiento atribuibles a los cambios en la distribución espacial del arbolado y su conectividad.

Las variables del arbolado que predijeron la iniciación del fuego de copa fueron HT y CBH para las dos situaciones meteorológicas consideradas, mientras para la propagación del fuego de copas, las variables explicativas fueron HT, el espaciamiento y dos índices de competencia, CI1 para el escenarios meteorológico promedio y CI2 para el severo (Fig. 2). Cuanto mayor fueron estos índices, mayor fue el frente de llama (Fig.2).

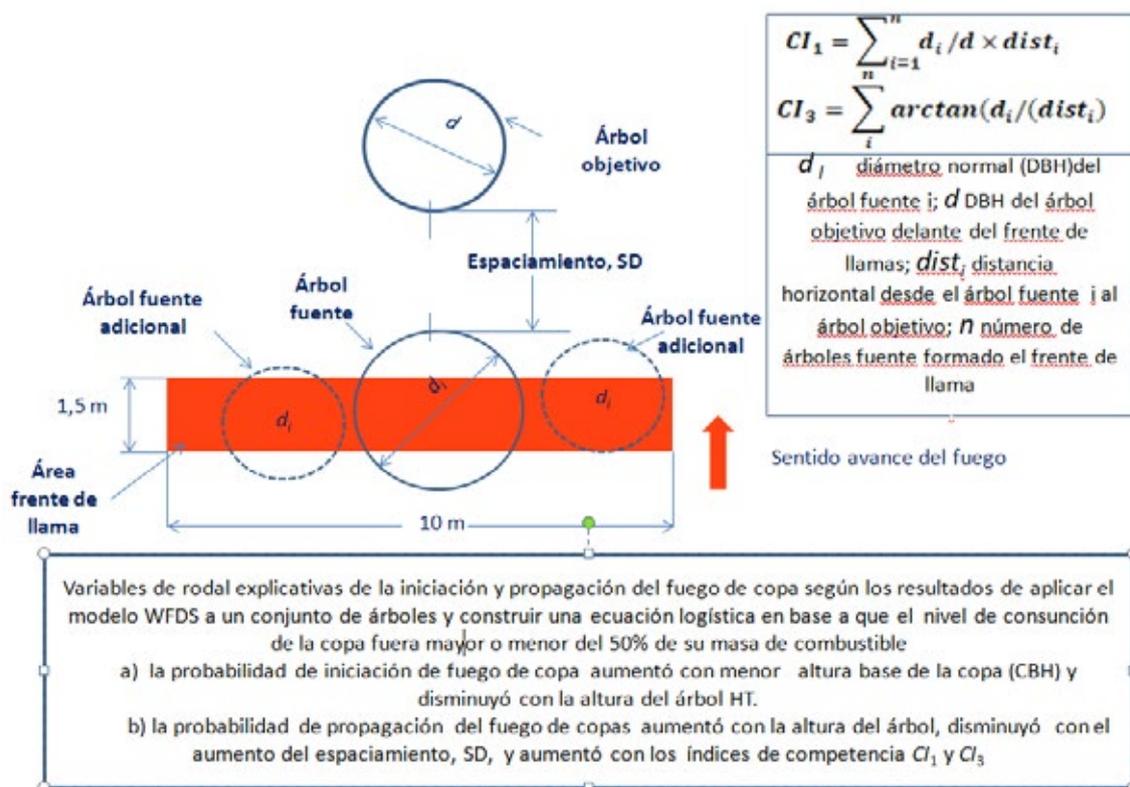


Fig.2 Ejemplo de configuración de la conectividad horizontal entre árboles en relación a la propagación del fuego de copa en las simulaciones realizadas en Contreras et al. (2011)

Para cada uno de los árboles remanentes tras la clara, en cada escenario de clara, se aplicó el modelo logístico de iniciación del fuego de copa para predecir las conexiones verticales del combustible basadas en el modelo logístico correspondiente. Las conexiones horizontales entre árboles adyacentes se predijeron por el correspondiente modelo logístico de propagación. Se usó un frente de llamas como el indicado en la Fig.2 para incluir árboles "fuente" adicionales. Se predijeron las conexiones horizontales de combustible para cada par de árboles remanentes en cada escenario de clara. Tras predecir la conectividad del combustible a nivel de árbol en el área de estudio, se evaluaron los tres escenarios de clara en

base al número de conexiones verticales y horizontales predichas. El número de conexiones verticales representa el número de árboles que arderían bajo una condición meteorológica. De igual forma, para una condición meteorológica, el número de conexiones horizontales se expresó por el número de árboles que arderían con fuego de copa, después de que el fuego alcanzara las copas a través de las conexiones verticales.

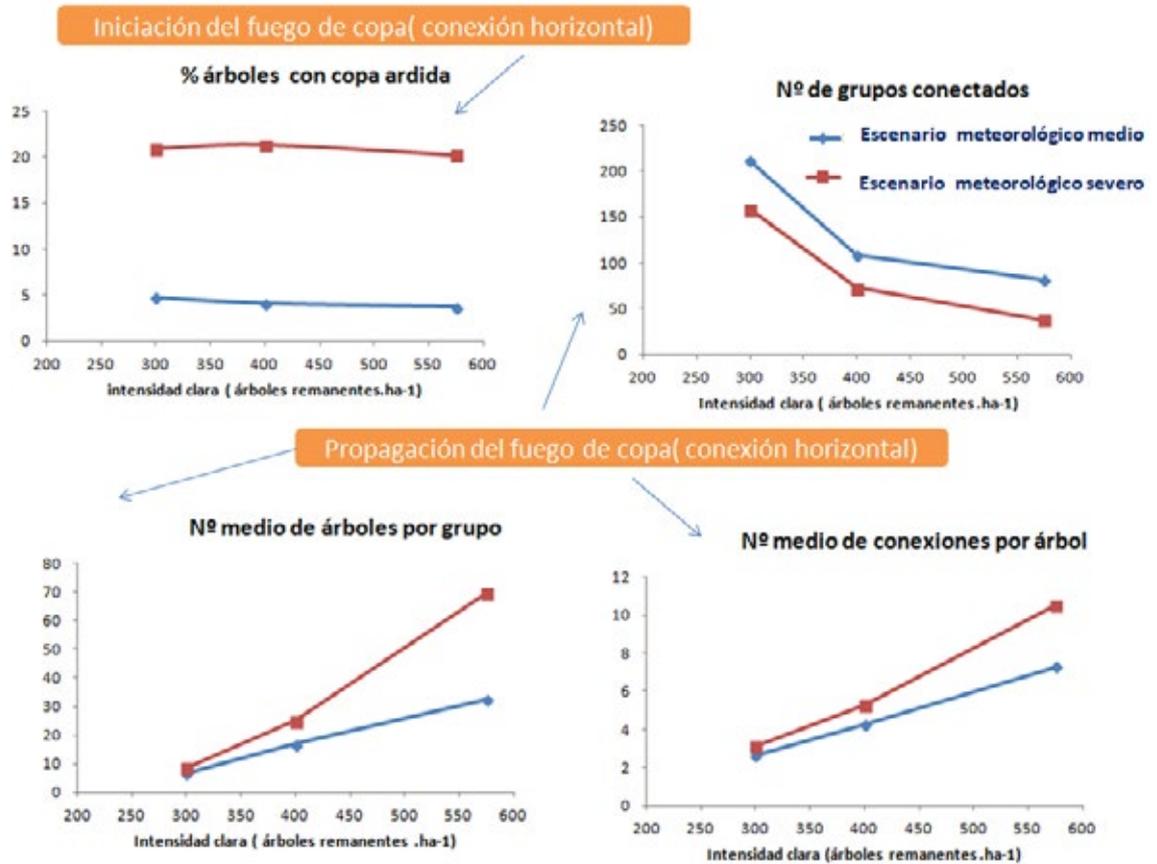


Fig.3 Respuesta de parámetros característicos de las conexiones verticales (arriba) y horizontales(abajo) que facilitan la iniciación (arriba) y propagación(abajo) del fuego de copa, en relación a la intensidad de la clara- medida por la densidad de árboles remanentes- . Datos elaborados a partir den los resultados de las simulaciones de fuego descritas en Contreras et al., 2011.

Las conclusiones del estudio para la investigación:

1. El sistema propuesto sirve para determinar el potencial del fuego de copa de un rodal forestal mediante el grado de conectividad entre árboles, proporcionando más detalle de la estructura del peligro debido a los combustibles que los sistemas actuales.
2. Mejora la evaluación de los efectos de tratamientos alternativos de combustible sobre el comportamiento del fuego.
3. El número de conexiones de combustible a nivel de árbol, u otras medidas de conectividad del combustible, como el número medio de conexiones de combustible por árbol o el número medio de árboles que forman un grupo de ellos conectados (cluster), pueden ser utilizados como índices para optimizar la

asignación del tratamiento de claras para alterar el comportamiento del fuego y reducir la propagación del fuego a nivel de paisaje.

4. El modelo de regresión logística explorado puede ser implementado en algoritmos para optimizar la selección de la remoción individual de árboles a nivel del rodal, de modo que se elija para una determinada intensidad de clara la combinación de árboles que permanecen con la reducción más eficiente del potencial de fuego de copa.

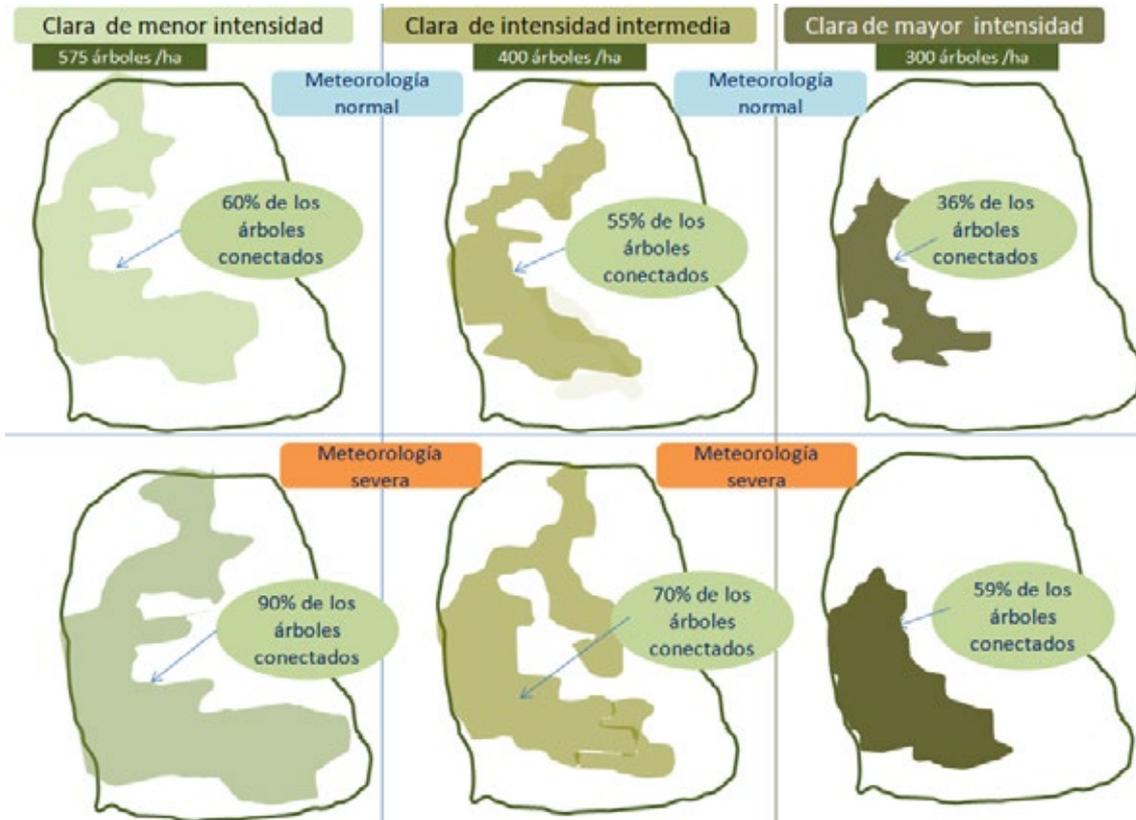


Fig. 4 Esquema mostrando la formación de grupos (clusters) de árboles conectados (manchas de verde) que permiten la propagación del fuego de copa en un hipotético rodal de arbolado con inicialmente muy alta densidad y que se generan cuando el rodal es aclarado con intensidades diferentes, bajo dos escenarios de condiciones meteorológicas. Nótese que estos grupos pueden conectar la mayor parte de los árboles del rodal. Basado en las simulaciones en Contreras et al., (2011)

Para la gestión forestal, los resultados más destacables fueron:

1. La distribución espacial de los árboles dejados por la clara tiene un efecto pronunciado en el potencial de fuego de copa de la masa tratada, medido por el nº de árboles por los que puede propagarse el fuego (“conectados”).
2. Cuando las condiciones meteorológicas se hacen más severas, la proporción de árboles “conectados verticalmente” crece fuertemente (en este estudio unas 5 veces, Fig.3) pero no varía apenas con la intensidad de la clara, dentro de los valores de esta última considerados, todos ellos extremadamente altos, con más del 95,5% de reducción del número de árboles inicial.
3. Cuando la intensidad de la clara aumenta, la distribución de los grupos formados por árboles “conectados” (por donde el fuego puede propagarse horizontalmente)

cambia, aumentando sustancialmente el número de grupos (Fig.3). La tendencia de cambio es similar bajo los dos escenarios meteorológicos, aunque el nº de grupos formados es siempre superior en el escenario meteorológico normal.

4. Conforme la intensidad de clara aumenta esos grupos están formados por menos árboles y con menos conexiones con otros (menor capacidad para transmitir el fuego) (Fig3). Esos dos efectos son más pronunciados para el escenario meteorológico severo.
5. La clara produjo que unos cuantos grupos conectaran la mayor parte de los árboles del rodal. Este efecto fue más marcado para el escenario meteorológico severo y disminuyó con la intensidad de la clara (Fig.4). Así, para la clara de menor intensidad el grupo más grande conectó horizontalmente el 60% de los árboles en el escenario meteorológico normal y el 90% en el severo. Estas cifras bajaron al 55 y 70%, para la clara intermedia y a 36 y 59, respectivamente, para la más fuerte.
6. La selección “manual” de los árboles remanentes tras la clara, cuidando de dejar espacios entre ellos mayores de 3-4 m, fué más efectiva que la extracción aleatoria de árboles. Esta última dio lugar a un 50% más de conexiones del arbolado que facilitan la propagación del fuego de copa.

Simulación del efecto de la interacción de la clara con las pautas espaciales de agregación del arbolado sobre el comportamiento del fuego.

Frecuentemente se insiste en el diseño de los tratamientos de combustible sobre la conveniencia de aumentar la heterogeneidad, a escala fina, de la distribución espacial de los combustibles dentro de una masa forestal. Con ello se favorece la rotura de la continuidad de los combustibles y su esperada influencia en la reducción del comportamiento del fuego. También se mejora de la resiliencia de los ecosistemas frente a perturbaciones periódicas (Churchill et al., 2013, Hood et al., 2016), como promotor del aumento de su biodiversidad (Allen 2007; Harrington et al. 2007; Reynolds et al. 2013;), así como se ayuda a lograr la restauración de un régimen natural de fuegos en determinados ecosistemas (Fulé et al 2012). Se preconiza que una distribución agregada del arbolado, con su disposición en grupos o clústeres, puede ayudar a reducir el comportamiento del incendio y modular la severidad del fuego, introduciendo variabilidad espacial en ella que luego va a ser clave en el proceso de regeneración post-fuego y en el comportamiento del fuego en futuros incendios (Larson and Churchill, 2012). No obstante, hay una laguna de conocimiento en detalle de cómo esos agregados funcionan, y si realmente alteran la dinámica del fuego, a escala fina y para el conjunto del área quemada. Particularmente cómo de sensible puede ser el comportamiento del fuego a los cambios de los patrones espaciales de arbolado creados por la alteración de la cubierta del dosel arbóreo.

El estudio cuyos resultados se presentan aquí (Parsons et al. 2017) abordó dos objetivos relativos a la agregación del arbolado, mediante simulación: 1) Evaluar el efecto de los patrones de combustible espacialmente agregados sobre la media y variabilidad del comportamiento potencial del fuego a nivel de rodal y 2) Explorar los efectos potenciales del viento y de la fracción de cubierta del dosel arbóreo (FCC) sobre el comportamiento del fuego. Para ello se generaron, por un proceso aleatorio (Fig.5), una serie de mapas con FCC del 30% y 60% y tres diferentes pautas espaciales de agregación

del arbolado (baja, mediana y alta). Además, se consideraron dos perfiles de velocidad de viento con la altura (21.6km/h y 28.8km/h, medidas a 27m de altura, respectivamente), simulados para cada combinación de FCC y agregación. El comportamiento potencial del fuego se estimó con FIRETEC. Este modelo físico acoplado fuego-atmósfera está basado en los principios de la conservación de la masa, momento, energía y especies químicas (Linn, 1997; Reisner et al 2000; Linn et al 2002) y simula los flujos turbulentos con la técnica de Simulación de Grandes remolinos (Large-Eddy Simulation, LES)(Pimont et al., 2009).La interacción con la atmósfera se representa a través de un término del empuje ascensional en las ecuaciones de tridimensionales de Navier-Stokes para fluidos completamente compresibles que gobiernan el componente de la dinámica atmosférica (Reisner et al. 2000). Esa dinámica se acopla con el componente combustible/ fuego de FIRETEC, a través de las fuerzas de resistencia al aire que actúan sobre los combustibles, el intercambio convectivo de calor y la advección/ mezcla turbulenta de oxígeno.

Para aislar el efecto del patrón espacial horizontal de combustible de otros efectos, se simularon todos los árboles con idénticas dimensiones y características, con altura de 24,2 m, CBH de 14m y densidad aparente del dosel de arbolado (CBD) de 0,124 Kg m⁻³. La densidad de la masa sin aclarar fue de 626 árboles /ha, correspondiente a una FCC del 60%. Los combustibles del sotobosque fueron constantes: hojarasca bajo arbolado (3 cm de espesor y 0.72 kgm⁻² de carga) y en los huecos gramíneas (30 cm de altura y 0,42Kgm⁻²), los dos con un 6% de humedad. Los restos de la clara para pasar la FCC del 60% al 30% se supone se retiraron del sitio.

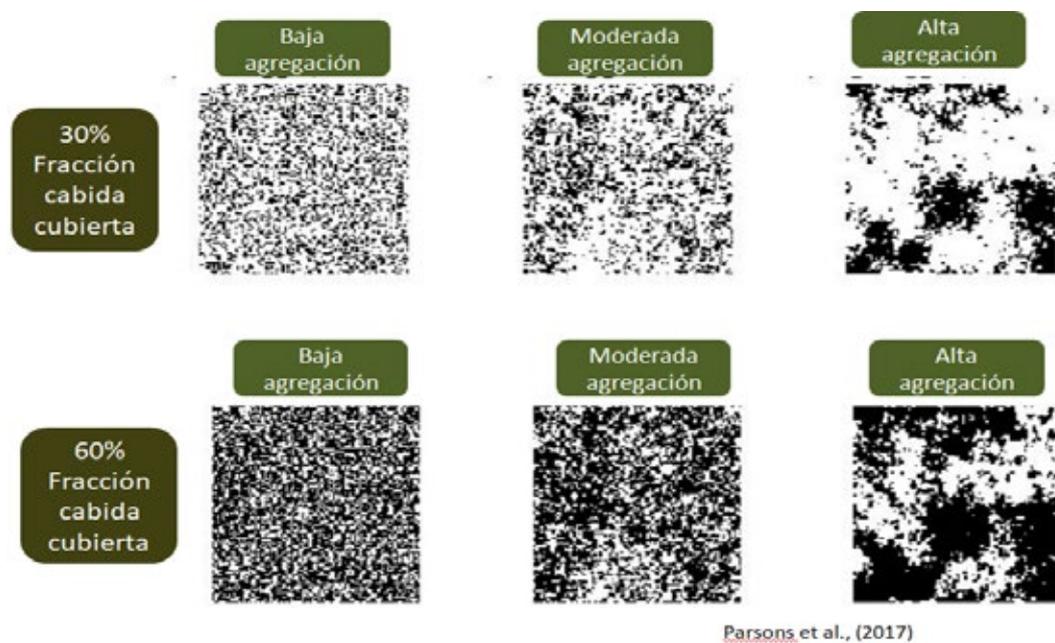


Fig. 5 Ejemplos de porciones de los mapas, generados aleatoriamente para crear heterogeneidad, de la distribución espacial del arbolado, dentro del dominio de 480 x 384m donde Parsons et al. (2017) efectuaron simulaciones de comportamiento del fuego. Las celdas negras representan el arbolado con combustible superficial de hojarasca, las blancas representan espacios abiertos entre árboles con pasto de gramíneas como combustible superficial. Nótese que los casos de alta agregación se corresponden con parches, manchas o golpes (clumps) de arbolado y claros más grandes. Según Parsons et al. (2017)

El comportamiento del fuego y la geometría del área quemada se caracterizaron por cuatro variables: 1) velocidad de avance del fuego, en el sentido del viento, (ROS_A , $m\text{min}^{-1}$), 2) velocidad lateral de propagación, en la dirección perpendicular a la anterior (ROS_L , $m\text{min}^{-1}$), 3) Intensidad lineal del frente de fuego I_L (kWm^{-1}) y 4) Velocidad de crecimiento del área quemada BAR (m^2s^{-1}). Además, se calcularon los perfiles verticales de dos variables que reflejan el efecto ambiental y la interacción entre el fuego y la cubierta arbórea. El primero es el del campo de viento (a una altura $z=0-80\text{m}$), promediado sobre la extensión del área quemada y durante la duración del fuego, y representado por la velocidad media en la dirección del flujo de aire, U (ms^{-1}). El segundo fue el de la variación en altura del flujo de calor cinemático W ($^{\circ}\text{K}\text{ms}^{-1}$) que describe el transporte turbulento de energía térmica. Un valor positivo del mismo implica un feedback positivo de la atmósfera sobre el comportamiento del fuego, tendiendo a promover un comportamiento del fuego más intenso. Se calculó el valor medio de esta variable a lo largo de un perfil en altura ($z=0-200\text{m}$) para la duración del fuego y para caracterizar cada experimento se tomó la media de esos valores. Juntamente estas dos últimas variables expresan cómo el fuego interactúa con la atmósfera.

Las interacciones entre los patrones espaciales de combustible, viento y fuego influenciaron la pauta temporal y la geometría del área quemada. En conjunto, las formas y secuencias de las isócronas y de los contornos del área quemada fueron más regulares cuando la FCC fue alta y la agregación baja (Fig.6). El aumento de FCC tendió a ensanchar el área quemada, a igualdad de agregación mientras que, a igualdad de FCC, el aumento de agregación tendió a hacer más irregular el perímetro del área quemada y la trayectoria (Fig.6).

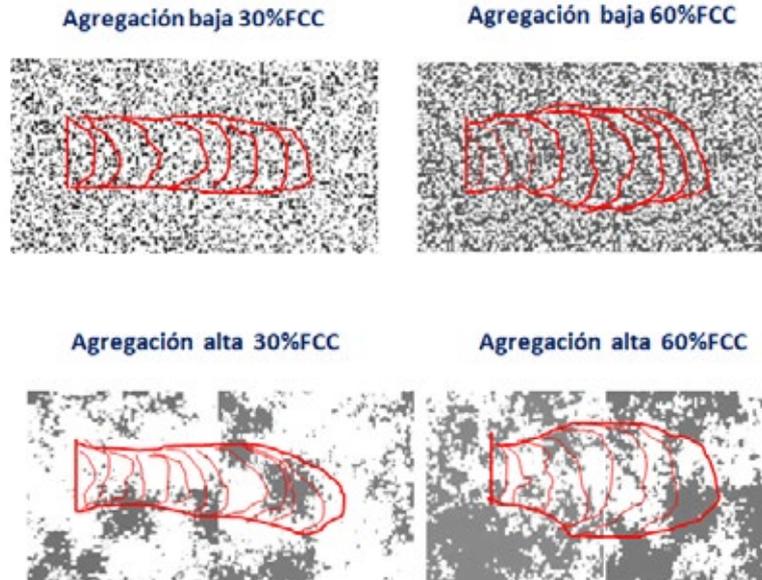


Fig.6 Esquemas de hipotéticos perímetros del área quemada, trayectorias del fuego e isócronas en fuegos simulados para grados de agregación del arbolado extremos y las dos FCC indicadas, basados en lo descrito en Parsons et al. (2017).

La FCC y la velocidad del viento exterior fueron los factores que influyeron más en los cambios de comportamiento del fuego.

ROS_F, BAR y U aumentaron con el incremento de la FCC del 30% al 60% y de la velocidad del viento exterior a la masa de 21,6 a 28,8 kmh⁻¹. Por su parte la agregación no afectó a BAR, ROS_L y U pero cuando creció, de baja a alta, I_L y W disminuyeron significativamente, dependiendo sus respuestas de la interacción entre FCC y viento externo (Fig.7). De todas formas, I_L fue más sensible al cambio de la FCC, entre los valores considerados, aumentando 99,8% cuando la FCC pasó de 30% a 60% y en cambio un 34,6% cuando el viento exterior pasó de 21,6 a 28,8 km.h⁻¹

El clareo de la masa desde 60% al 30% de FCC produjo un incremento en la velocidad media del viento en la masa, U, de 27,6 %. Sin embargo, hizo descender significativamente las medias de ROS_A (22,6%), IL (49%), BAR (47%) y especialmente ROS_L (81,5%) y W (61,4%), considerando conjuntamente la población de los tres grados de agregación y dos niveles de viento (Fig. 8). Por su parte, el incremento de viento externo, desde 21,6 a 28,8 kmh⁻¹, aumentó el promedio de ROS_F (24,3%), BAR (54,2%) y U (44,9%) en la población formada de los dos niveles de FCC y tres grados de agregación.

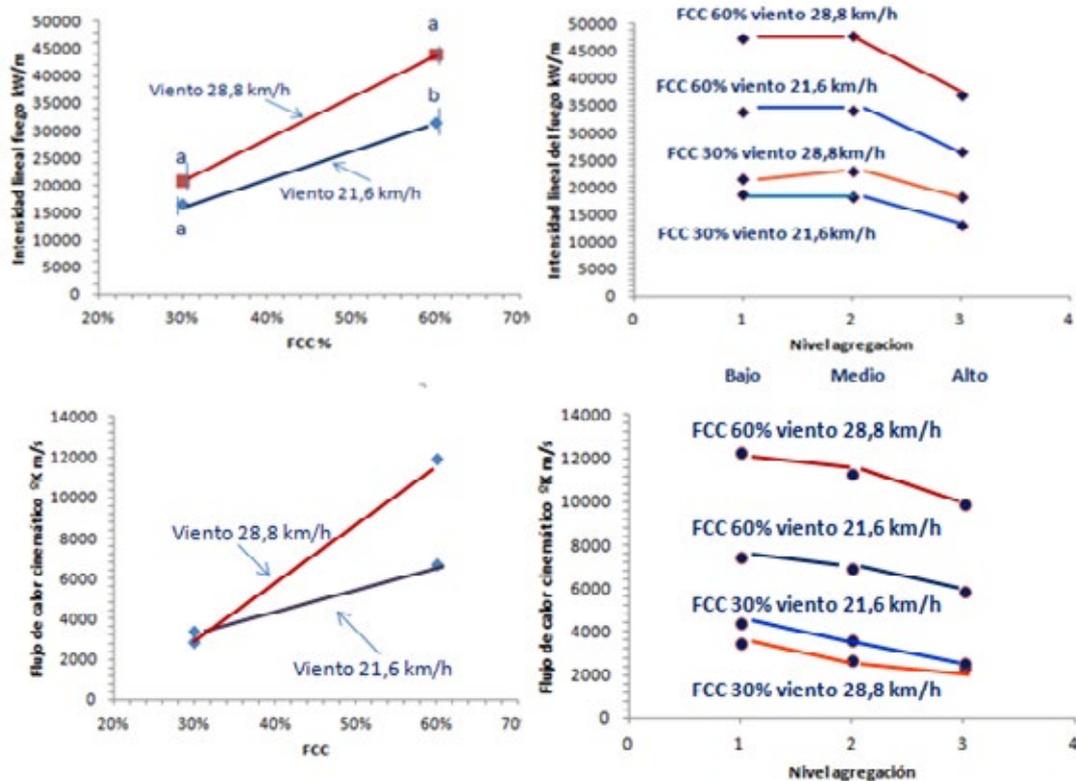


Fig. 7 Respuesta de la intensidad lineal del fuego(arriba) y del flujo de calor cinemático (abajo), a la FCC, velocidad del viento y nivel de agregación del arbolado en los experimentos de simulación descritos en Parsons et al., (2017).

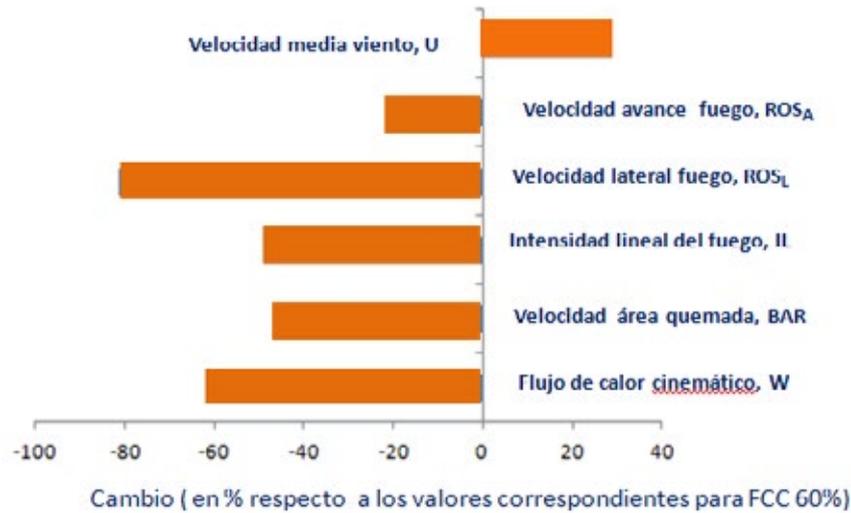


Fig.8 Cambios en los valores medios de la velocidad del viento en el interior de la masa y de algunas variables de comportamiento del fuego, expresadas como porcentaje de cambio, cuando la FCC se reduce del 60% al 30% en las simulaciones de propagación del fuego en arbolado descritas en Parsons et al. (2017).

La Fig.9 esquematiza la magnitud de los cambios medios absolutos y relativos de ROS_A e I_L cuando se aclara la masa del 60% al 30% de FCC y para los dos niveles de viento externo considerados.

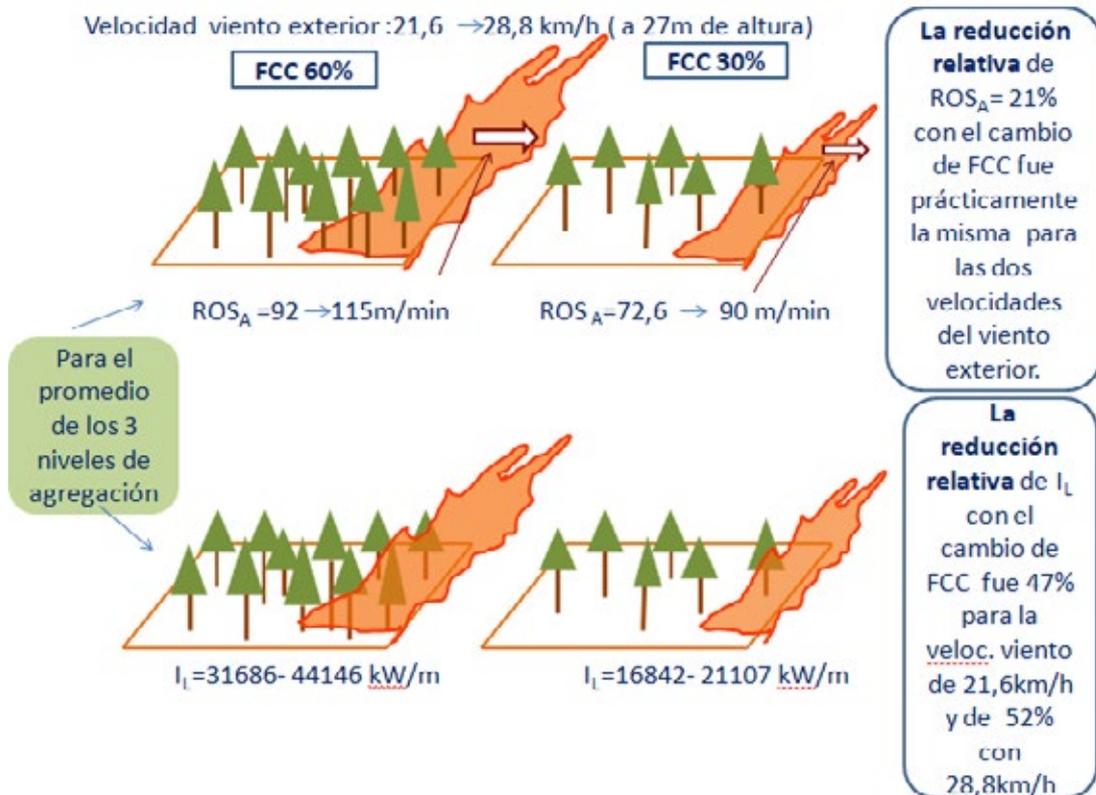


Fig.9 Efectos de la reducción de la FCC del 60% al 30% y variación de la velocidad de viento de 21,6 km/h a 28,8km/h en la variación absoluta y relativa de los valores medios de la velocidad de propagación e intensidad lineal del fuego en los experimentos de simulación descritos en Parsons et al (2017).

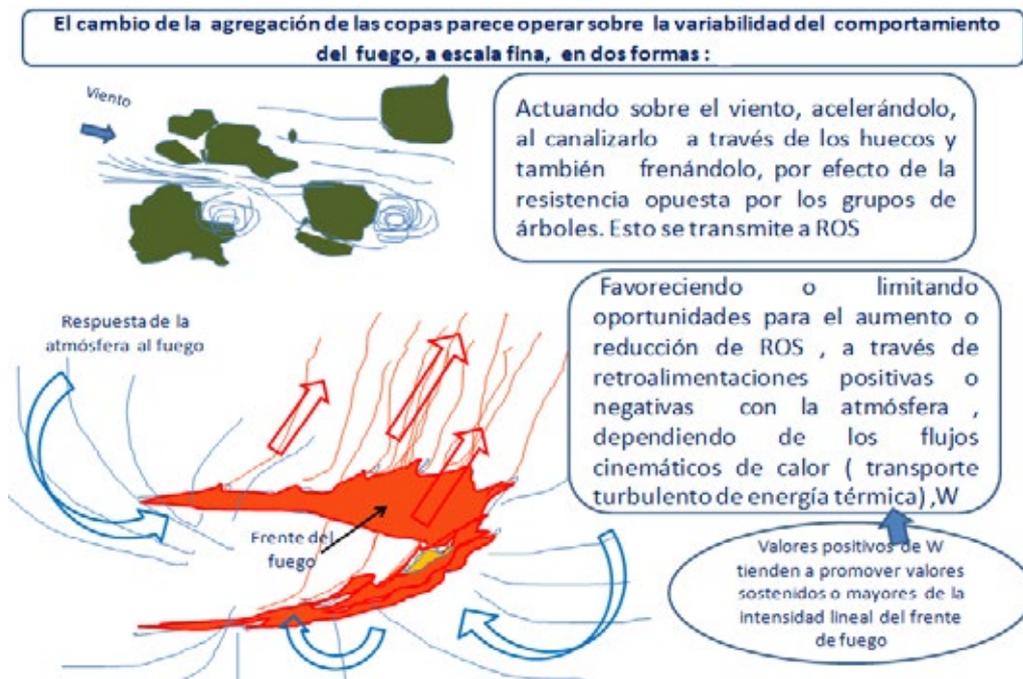


Fig.10 Esquema mostrando los dos mecanismos por los que se supone la agregación del combustible de copa afectó a la variabilidad del comportamiento del fuego en los experimentos de simulación descritos en Parsons et al., (2017).

El descenso de los valores medios de ROS_A y de I_l con el aclareo de la masa parece fruto de la reducción de FCC y posiblemente de la asociada densidad aparente de masa en el dosel arbóreo (CBD), con la mayor dificultad para sostener un fuego de copa activo (Van Wagner 1977, Cruz et al. 2005), al no considerar ningún cambio en la humedad del combustible fino muerto del combustible superficial como consecuencia de la clara. La velocidad de crecimiento del área quemada BAR respondió más al viento que a la FCC (54% frente al 49%, respectivamente) aunque aumentó más en términos absolutos frente al cambio de FCC (55,2 hah^{-1}) que al del viento (34,6 hah^{-1}).

Po su parte la agregación del combustible de copas pareció actuar sobre el comportamiento del fuego a través de los dos mecanismos sugeridos en la Fig.10 que se tradujeron, como hemos visto, principalmente en un aumento de la variabilidad espacio-temporal del comportamiento del fuego en el interior del rodal.

De cara a la aplicabilidad de los resultados a la gestión de los combustibles forestales, la Fig.11 resume los principales puntos. Es importante tener presente que se trata de una modelización del comportamiento para las condiciones indicadas y que excepto la heterogeneidad espacial de los combustibles, las demás características de los escenarios simulados son totalmente homogéneos. Por ello los resultados deben considerarse como orientativos y no pueden extrapolarse al efecto de la clara en general.

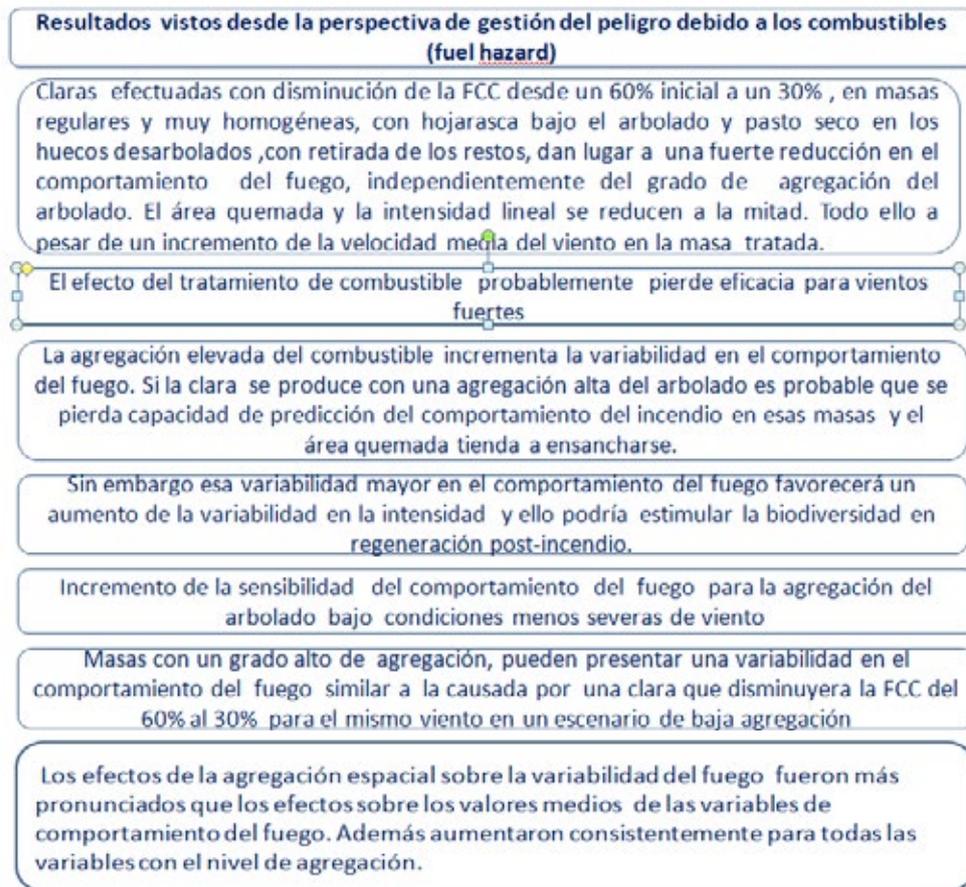


Fig.11 Principales orientaciones para la gestión a partir de los resultados sobre el efecto de la agregación, FCC y velocidad de viento en el comportamiento del fuego en los experimentos descritos en Parsons et al. (2017)

Desde el punto de vista científico tres resultados cabe destacar que, en realidad, son tres hipótesis sugeridas por los resultados y destinadas a ser testadas en nuevos experimentos: 1) los patrones espaciales de combustibles agregados afectan principalmente al comportamiento del fuego a través del aumento de su variabilidad, (2) esa variabilidad debería incrementarse con la escala espacial de agregación y (3) la sensibilidad del comportamiento del fuego a los efectos del patrón espacial debería ser más pronunciada bajo condiciones moderadas de viento y combustible.

Estimación de los efectos de la clara sobre el comportamiento potencial del fuego, a través del uso del sistema STANDFIRE

En este estudio (Parsons et al., 2018) los autores presentan la estructura de un nuevo sistema de modelado conjunto del combustible forestal en 3D y del fuego, STANDFIRE, que permite tener en cuenta la interacción de las características individuales de los árboles y su distribución espacial en el rodal con el fuego y determinar su impacto sobre su comportamiento y efectos, a escala de masa forestal (Fig.12).

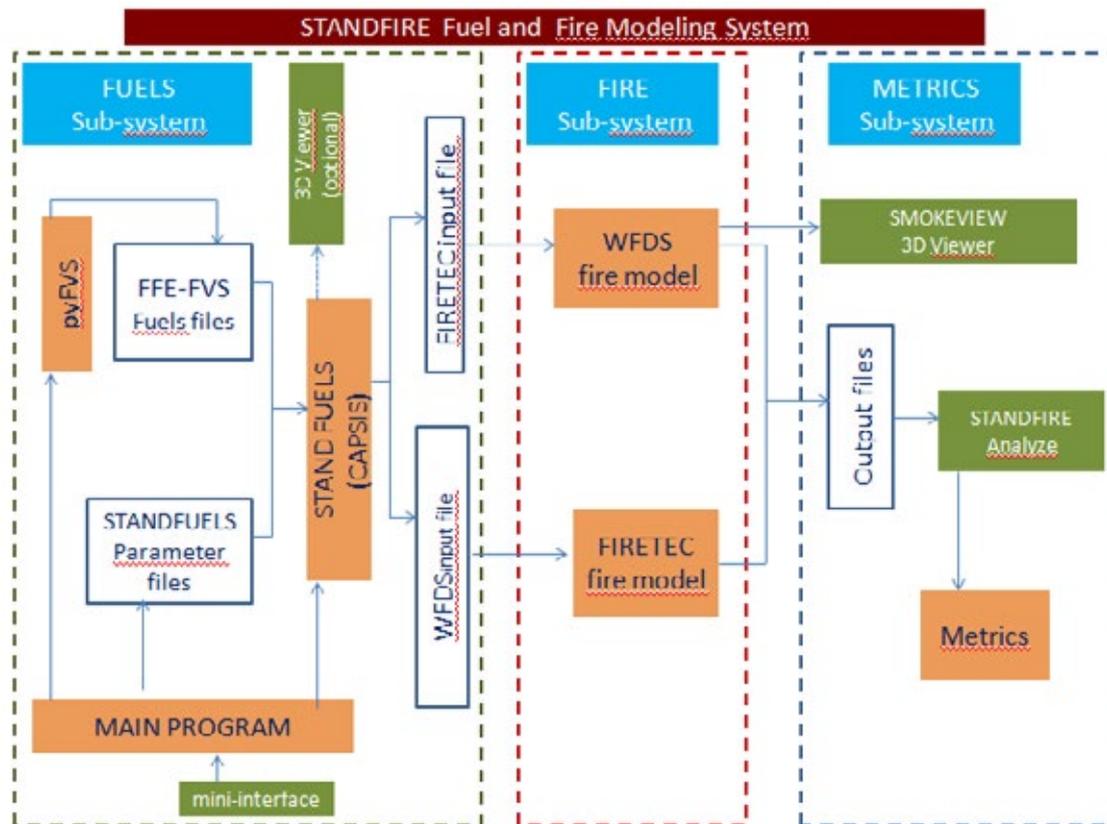


Fig. 12 Diagrama de flujo mostrando la estructura modular del prototipo de STANDFIRE con tres subsistemas: FUELS (combustibles), que desarrolla los datos de entrada para los dos modelos físicos independientes del subsistema FIRE (fuego) que simulan el comportamiento del fuego y METRICS (medidas) que visualiza y cuantifica los resultados de la simulación del comportamiento y efectos del fuego. Según Parsons et al. (2018).

En la Fig.12 el flujo de información en el prototipo de SRANDFIRE conecta varios modelos (rectángulos color siena-claro), a través de archivos de texto (rectángulos blancos); las interfaces (rectángulos verdes) facilitan al usuario los inputs, la visualización y el análisis.

El subsistema FUELS combina dos programas para obtener información de combustibles con suficiente detalle espacial para alimentar los modelos físicos de comportamiento. El primero es FFE-FVS, la extensión denominada Fire and Fuels Extension (FFE) del programa Forest Vegetation Simulator (FVS). FFE está desarrollado para los combustibles de los Estados Unidos y determina la biomasa de árboles individuales y otros datos de entrada de combustibles (Reinhardt y Crookston, 2003) a los modelos generalmente usados de propagación del fuego de superficie y copa. Por su parte FVS es un modelo empírico que simula la dinámica de la masa forestal y el crecimiento en el tiempo del árbol (Crookston and Dixon 2005). El segundo programa es STANDFUELS, que incorpora un módulo CAPSIS (Dufour-Kowalski et al., 2012) para desarrollar datos de combustible en 3D (a partir de otros datos del FFE-FVS), dispuestos en forma adecuada para los modelos físicos de fuego. Este método comparte el mismo fundamento que el del modelo FUEL MANAGER (Rigolot et al. 2010; Pimont et al. 2016) aunque algo más simplificado. El subsistema FIRE comprende dos modelos de comportamiento

de base física, WFDS y HIGRADE-FIRETEC, que han sido ya comentados en líneas anteriores. Más detalles sobre STANDFIRE pueden encontrarse en Parsons et al. (2018).

En este estudio, se realizaron simulaciones con STANDFIRE para evaluar el efecto de una clara en tres tipos de masas de coníferas diferentes: a) mezcla de varias especies de formaciones méxicas montanas, b) mezcla de *P. ponderosa*-*Pseudotsuga sp*, c) puras de *P. contorta* en tres sitios de Montana (EEUU). Se utilizó el modelo WFDS para simular el comportamiento del fuego. Se tuvo en cuenta la modificación en el régimen de viento debido a la resistencia del combustible y la turbulencia (Mueller et al., 2014).

Las masas no aclaradas tenían entre 698 y 1664 árboles ha^{-1} , con una media de 1022 árboles ha^{-1} . El área basal oscilaba entre 29,4 y 36,5 m^2ha^{-1} y media de 32 m^2ha^{-1} . La altura media de la base de la copa variaba entre 2,7 y 4,0 m con un valor medio de 3,4 m. La aproximación usada para simular la clara, aunque espacialmente explícita, no cortó preferentemente los árboles en función de su diámetro. El mismo sistema de aclarado se usó en los tres casos para permitir una comparación más directa entre ellos. La intensidad de la clara redujo el área basal entre el 42 y 53%, con media de 48%. La altura media de inicio de la copa aumentó hasta 4,8 m, pero en un sitio disminuyó hasta 1,5m y en otro aumentó hasta 8m. Los datos de combustibles superficiales procedían de inventarios hechos en cada uno de los sitios y consistían en hojarasca (carga media 0,32 kgm^{-2} ; espesor medio de 5cm y humedad 5%), matorral (densidad aparente media 0,127 kgm^{-3} , humedad 87%) y herbáceas (0,13 kgm^{-3} ; humedad 4,9%). Los combustibles superficiales se mantuvieron constantes en las simulaciones de masas no aclaradas y aclaradas, asumiendo así que los restos de las claras fueron eliminados. El viento entró en el dominio espacial de simulación (200 m de largo x 126 m de ancho x 100 m de altura) con un flujo laminar y un perfil atmosférico de variación de la velocidad con la altura, con una velocidad de 30 kmh^{-1} a 27m de altura.

Se compararon entre sí los valores medios simulados de parámetros de comportamiento del fuego en las masas (antes y después de la clara) suministrados por los modelos WFDS y por FFE-FVS. Puesto que esos modelos son muy diferentes la comparación directa fue solo posible en algunas variables. El comportamiento del fuego se describió con WFDS mediante cuatro variables: a) velocidad de propagación del fuego de superficie (ROS_s), b) consunción de los combustibles de copa (CONS), expresada como la pérdida de masa de los combustibles de copa, en % de la cantidad inicial, c) La transferencia total de calor desde la copa durante el fuego (QCAN), calculada como la integral de la velocidad de transferencia de calor en el área de análisis, dividida por esa área y por la duración de la combustión, suministrando así una velocidad de transferencia de calor espacial y temporalmente promediada (kWm^{-2}), y d) lo mismo para el fuego de superficie (QSRF). La mortalidad del arbolado se predijo por las ecuaciones de Hood et al. (2008), en base al volumen de copa soflamada y el espesor de corteza, este último determinado a partir del diámetro normal del árbol (Ryan y Reinhardt 1988). En vez de la copa soflamada, se usó CONS para cada árbol como una aproximación de ella.

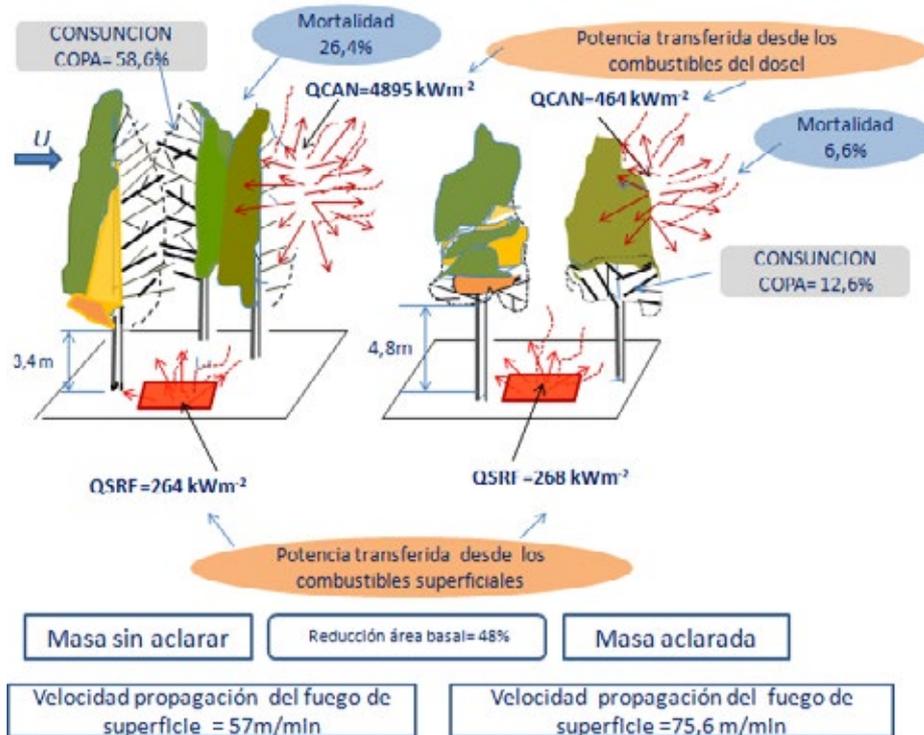


Fig.13 Comparación de valores medios de variables de comportamiento del fuego y mortalidad del arbolado en las masas sin aclarar (izquierda) y tras la clara (derecha), predichos por el sistema STANDFIRE, con el modelo de fuego WFDS, en los experimentos de simulación descritos en el texto, según Parsons et al.(2018) .

Los principales resultados de la simulación con STANDFIRE (Fig.13) sobre el efecto de una clara que redujo el área basal en un 48% en masas de coníferas de características diferentes, y en donde los restos de la clara se eliminaron, indicaron: a) incremento relativo de 32,6% de la velocidad media del fuego superficial, b) falta de respuesta de la potencia media por unidad de área del calor desprendido en el fuego superficial, c) disminución muy pronunciada (89%) de la potencia de calor por unidad de área transferida desde la combustión de los combustibles de las copas , d) fuerte descenso de la masa de combustible consumida en las copas (78,5%) y e) fuerte reducción (75%)en la mortalidad del arbolado.

Por su parte, el modelo FFE-FVS determina un conjunto de variables de comportamiento del fuego, tales como: a) longitud de la llama, b) índice de entorchamiento y b) índice de fuego activo de copas. Estos dos últimos expresan la velocidad de viento necesaria para producir esos dos fenómenos, respectivamente (véase Ruiz González 2019, esta publicación). Los valores medios de esas variables para los tres casos estudiados se indican en la Fig. 14, para las masas sin tratar y tratadas, en los experimentos descritos líneas más arriba.

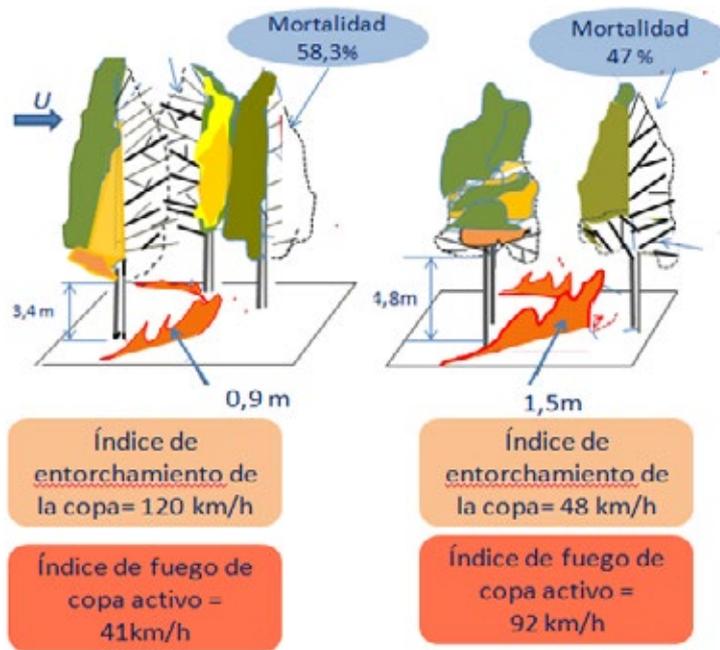


Fig.14 Comparación de valores medios de variables de comportamiento del fuego y mortalidad de arbolado predichas por el modelo FFE-FVS para las masas sin aclarar (izquierda) y aclaradas(derecha), en los experimentos de simulación de fuego descritos en el texto, según Parsons et al., (2018)

En este caso el sistema FFE-FVS predijo tras la clara:

a) Aumento de la longitud media de llama 66,7%, b) Disminución el índice de entorchamiento en un 60%, c) Fuerte incremento relativo del índice de fuego de copa activo (124%) y d) una pequeña reducción (19%) de la mortalidad del arbolado.

De acuerdo con los modelos de fuego incluidos en FFE-FVS, el aumento de la longitud de la llama parece atribuible al probable incremento de la intensidad lineal del fuego, al crecer la velocidad de propagación, debido a la mayor penetrabilidad del viento tras la clara. Esto resulta, en alguna forma, cualitativamente consistente con la subida de ROS y QCAN predicha por STANDFIRE aunque no es consistente con el escaso aumento de QSRF. La mayor facilidad de entorchamiento parece también debido a ese incremento de la intensidad, capaz de superar la mayor dificultad creada al aumentar CBH tras la clara. Por su parte la exigencia de una mayor velocidad del viento necesaria para originar un fuego activo de copas parece deberse a una disminución de CBD, al reducirse el área basal y la densidad de árboles en los tres rodales. La mayor discrepancia entre los dos sistemas de predicción estuvo en la predicción de la mortalidad.

Desde la perspectiva de reducción del peligro de los combustibles el experimento descrito sugiere algunas indicaciones a partir de las predicciones de STANDFIRE:

- a) La clara fuerte de la masa (sobre un 50% de reducción del área basal con eliminación de los restos) aumenta la velocidad del fuego de superficie.
- b) Aunque es probable que lo anterior implique un aumento de la intensidad lineal del fuego de superficie eso no se reflejó en las simulaciones efectuadas.

- c) La subida de la base de la copa y la disminución de la masa de combustible en el dosel arbóreo restan potencia a la propagación del fuego por ese estrato, con lo que la consunción de las copas es probable que disminuya y también la mortalidad del arbolado.

Por su parte, las predicciones de FFE-FVS sugieren que:

- a) La clara aumenta la intensidad lineal y la velocidad del fuego
- b) El entorchamiento del arbolado es más fácil pero más difícil el fuego de copa activo que en la masa sin aclarar
- c) Esas dos tendencias opuestas parecen no variar sensiblemente la mortalidad del arbolado por efecto de la clara.

Conclusiones

De una forma general los resultados de los cuatro estudios presentados muestran que la variabilidad espacial de los combustibles, natural o alterada por los tratamientos de reducción del peligro debido a los combustibles, tiene un apreciable impacto sobre el comportamiento del fuego. También indican que los modelos de base física de simulación del comportamiento del fuego, junto con los sistemas que suministran información detallada en 3D de los combustibles, ofrecen una buena oportunidad de explorar, a una escala que hasta ahora no era posible, la interacción entre los combustibles y el fuego.

Las simulaciones de los casos presentados ilustran la complejidad de esas interacciones citadas que dan lugar a resultados no plenamente coincidentes, según los modelos utilizados y las características de los rodales forestales. La modelización puede ayudar a entender mejor las limitaciones de los sistemas actuales de predicción de comportamiento del fuego y la de los nuevos modelos que simulan interacciones ente combustibles y comportamiento del fuego y a reducir sus incertidumbres. Con todo, conviene tener presente que los escenarios analizados son simplificaciones de la realidad. Por ejemplo, en el caso de las claras, no se ha tenido en cuenta el posible efecto de los restos generados por la intervención, ni la modificación en la humedad de los combustibles, debida al cambio generado en las condiciones microclimáticas y, en algunos casos, la variabilidad espacial de los combustibles del sotobosque no se ha considerado.

Por otro lado, se han ofrecido sugerencias, derivadas de los resultados, que podrían ser consideradas en las decisiones de gestión de los combustibles.

Las nuevas capacidades predictivas e interpretativas surgidas de los modelos físicos de comportamiento del fuego están suponiendo una valiosa contribución a una mejor comprensión del fuego a escala más de detalle. Esto puede ser particularmente útil en el manejo de la vegetación en la interfaz urbano-forestal.

Necesitamos que esos modelos continúen desarrollándose y con más refinamientos ayuden a mejorar la gestión de manejo de la vegetación involucrada en la propagación del fuego a diferentes escalas.

Referencias

- Abatzoglou JT, Williams AP, Boschetti L, Zubkova M, Kolden CA 2018 Global patterns of interannual climate-fire relationships. *Global Change Biology* 24(11) 5164-5175 doi: 10.1111/gcb.14405
- Abatzoglou JT, Williams AP. 2016 Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proc Natl Acad Sci USA* 113:11770-11775.
- Agee JK, Skinner CN. 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For Ecol Manag.*;211:83–96.
- Ager, A, Finney, M., McMahan, A., 2006. A wildfire risk modeling system for evaluating landscape fuel treatment strategies. In: Andrews, P.L., Butler, B.W.(Eds.), *Proceedings of Fuels Management – How to Measure Success Conference*. March 2006, Portland, OR. RMRS-P-41. Fort Collins, CO, USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, p. 809.
- Ager AA, Kline JD, Fisch AP. 2015 Coupling the Biophysical and Social Dimensions of Wildfire Risk to Improve Wildfire Mitigation Planning. *Risk Analysis*, Vol. 35, No. 8. 1393-1406
- Ager AA, Day MA, Vogler K. 2016 Production possibility frontiers and socioecological tradeoff for restoration of fire-adapted forests. *J. Environ Manage* 176 :157-168
- Alexander, M.E. 2000. Fire behaviour as a factor in forest and rural fire suppression. *For. Res. Bull. No. 197*, For. Rural Fire Sci. Tech. Ser. Rep. No. 5. Rotorua and Wellington, New Zealand: Forest Research in association with New Zealand Fire Service Commission and National Rural Fire Authority. 28 p.
- Alexander ME y Cruz MG. 2016. Crown Fire Dynamics in Conifer Forests. En Werth, Paul A.; Potter, Brian E.; Alexander, Martin E.; Clements, Craig B.; Cruz, Miguel G.; Finney, Mark A.; Forthofer, Jason M.; Goodrick, Scott L.; Hoffman, Chad; Jolly, W. Matt; McAllister, Sara S.; Ottmar, Roger D.; Parsons, Russell A. "Synthesis of knowledge of extreme fire behavior: volume 2 for fire behavior specialists, researchers, and meteorologists. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-891. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Chapter 9:163-258
- Allen, C.D. 2007. Interactions across spatial scales among forest dieback, fire, and erosion in northern New Mexico landscapes. *Ecosystems* 2007, 10, 797–808.
- Andrews, PL, Bevins, C D, Seli, R C. 2005. BehavePlus fire modeling system, version 3: Users Guide. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-106WWW Revised. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 134 p.
- Churchill, D.J.; Larson, A.J.; Dahlgreen, M.C.; Franklin, J.F.; Hessburg, P.F.; Lutz, J.A. 2013. Restoring forest resilience: From reference spatial patterns to silvicultural prescriptions and monitoring. *For Ecol. Manag.*, 291, 442–457.
- Crookston NL, Dixon GE (2005) The forest vegetation simulator: a review of its structure, content, and applications. *Comput Electron Agric* 49:60–80.
- Cruz, M G.; Alexander, M E.; Wakimoto R H. 2004. Modeling the likelihood of crown fire occurrence in conifer forest stands. *Forest Science*. 50(4): 640-658.
- Cruz, M G.; Alexander, M E.; Wakimoto R H. 2005. Development and testing of models for predicting crown fire rate of spread in conifer forest stands. *Canadian Journal of Forest Reseach*. 35:1626-1639

Cruz, M.G.; Butler, B.W.; Alexander, M.E.; Forthofer, J.M.; Wakimoto, R.H. 2006 Predicting the ignition of crown fuels above a spreading surface fire. Part I: Model idealization. *International Journal of Wildland Fire*. 15:47–60.

Dimitrakopoulos AP, Vlahou M, Anagnostopoulou Ch G, Mitsopoulos D. 2011. Impact of drought on wildland fires in Greece: implications of climatic change? *Clim. Change* 109, 331–347

Dufour-Kowalski S, Courbaud B, Dreyfus P, Meredieu C, De Coligny F 2012 Capsis: an open software framework and community for forest growth modelling. *Ann For Sci* 69, 221–233.

Earl N, Simmonds I 2018 Spatial and Temporal variability and trends in 2001–2016 Global fire activity. *J. Geophys. Research: Atmospheres*, 123, 2524–2536.

Fang L, Yang J, White J, Liu Z. 2018. Predicting potential fire severity using vegetation, topography and surface moisture availability in a Eurasian Boreal Forest Landscape. *Forests* 2018, 9, 130; doi:10.3390/f9030130

Fernández-Alonso, J.M.; Vega, J.A.; Jimenez, E.; Ruiz-Gonzalez, A.D.; Alvarez-Gonzalez, J.G. 2016. Spatially modeling wildland fire severity in pine forests of Galicia, Spain. *European Journal of Forest Research* 136(1): 105-121. DOI: 10.1007/s10342-016-1012-5

Finney, M.A., 2006. An overview of FlamMap fire modeling capabilities. In: Andrews, P.L., Butler, B.W. (Eds.), *Proceedings of Fuels Management – How to Measure Success Conference*. March 2006, Portland, OR. RMRS-P-41. Fort Collins, CO, USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, p. 809

Finney, M.A., 1998. FARSITE: Fire Area Simulator – model development and evaluation. Res. Pap. RMRS-RP-4, Fort Collins, CO, USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, p. 47.

Flannigan M, Cantin AS, De Groot WJ, Wotton M, Newbery A, Gowman LM. 2013 Global wildland fire season severity in the 21st century. *For. Ecol. Manage.* 294, 54–61. doi:10.1016/j.foreco.2012.10.022

Fulé, P.Z.; Crouse, J.E.; Roccaforte, J.P.; Kalies, E.L. 2012 Do thinning and/or burning treatments in western USA ponderosa or Jeffrey pine-dominated forests help restore natural fire behavior? *For. Ecol. Manag.*, 269, 68–81.

Harrington, M.G., Noonan-Wright, E., Doherty, M. 2007. Testing the modeled effectiveness of an operational fuel reduction treatment in a small western Montana interface landscape using two spatial scales. P. 301-311 in: Butler, B.W., Cook, W., comps., *The Fire Environment: Innovations, Management, and Policy*; Conference proceedings. 26-30 March 2007; Destin, FL. USDA Forest Service RMRS-P-46CD.

Holden ZA, Swanson A, Luce CH, Jolly WM, Maneta M, Oyler J W, Warren DA, Parsons R, Affleck D. 2018. Decreasing fire season precipitation increased recent western US forest wildfire activity. pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1802316115.

Hood SM, McHugh CW, Ryan KC, Reinhardt E, Smith SL 2008. Evaluation of a post-fire tree mortality model for western USA conifers. *Int J Wildland Fire* 16, 679–689

Hood SM, Baker S, Sala A (2016) Fortifying the forest: thinning and burning increase resistance to a bark beetle outbreak and promote forest resilience. *Ecol Appl* 26, 1984–2000.

Hudak, A.T.; Rickert, I.; Morgan, P.; Strand, E.; Lewis, S.A.; Robichaud, P.; Hoffman, C.; Holden, Z.A. 2011. Review of Fuel Treatment Effectiveness in Forests and Rangelands and a Case Study from the 2007 Megafires in Central Idaho USA; General Technical Report RMRS-GTR-252; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Fort Collins, CO, USA.

Jolly WM, Cochrane M, Patrick, Freeborn H, Holden ZA, Brown T J, Williamson GT, Bowman DMJS. 2015. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications* volume 6, Article number: 7.537

Kim YH, Bettinger P, Finney M 2009 Spatial optimization of the pattern of fuel management activities and subsequent effects on simulated wildfires. *Euro J Operational Research*. 197: 253-265.

Larson AJ, Churchill D. 2012. Tree spatial patterns in fire-frequent forests of western North America, including mechanisms of pattern formation and implications for designing fuel reduction and restoration treatments. *Forest Ecol Manage* 267, 74–92

Linn RR. 1997 A Transport Model for Prediction of Wildfire Behavior; Los Alamos National Laboratory Science Report, LA-13334-T, Los Alamos National Laboratory: Los Alamos, NM, USA

Linn R, Reisner J, Colman JJ, Winterkamp J. 2002 Studying wildfire behavior using FIRETEC. *Int. J. Wildland Fire* 2002, 11, 233-246.

Linn, R.R., Cunningham, P., 2005. Numerical simulations of grassfires using coupled Atmosphere fire model: basic fire behavior and dependence of wind speed. *J. Geophys. Res.* 110, D131007.

Manzello, SL, Bianchi, R, Gollner, M., Gorham, D. McAllister, S., Pastor, E. Planas, E., Reszka, P., Suzuki, S. 2018. Summary of workshop large outdoor fires and the built environment, *Fire Safety Journal*. doi: 10.1016/j.firesaf.2018.07.00.

Mell W, Manzello SL, Maranghides A, Butry D, Rehm RG. 2010 The wildland–urban interface fire problem – current approaches and research needs *Int J Wildland Fire* 19, 238-251

Mell W, Jenkins MA, Gould J, Cheney P. 2007 A physics-based approach to modelling grassland fires. *Int. J. Wildland Fire* 16, 1–22.

Mell W, Maranghides A, McDermott R, Manzello SL 2009. Numerical simulation and experiments of burning douglas fir trees. *Combust. Flame* 156, 2023–2041

Mueller E, W Mell, A Simeoni .2014. Large eddy simulation of forest canopy flow for wildland fire modeling. *Canadian Journal of Forest Research* 44, 1534-1544

North, M.; Stine, P.; O’Hara, K.; Zielinski, W.; Stephens, S. 2009 An Ecosystem Management Strategy for Sierran Mixed-Conifer Forests; General Technical Report PSW-GTR-220; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station: Albany, CA, USA

Omi PN 2015. Theory and Practice of Wildland Fuels Management. *Curr. Forestry Rep.* 1, 100–117

Pausas, J.G., Fernández-Muñoz, S., 2012. Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change* 110, 215–226

Pimont F, Parsons R, Rigolot E, Coligny F, Dupuy J-L, Dreyfus P, Linn R. 2016. Modeling fuels and fire effects in 3D : model description and applications. *Environmental Modelling and Software* 80, 225-244

Reinhardt ED, Keane RE, Calkin DE, Cohen JD. 2008 Objectives and considerations for wildland fuel treatment in forested ecosystems of the interior western United States. *For Ecol Manag.*; 256:1997–2006.

Reinhardt E.D., Crookston, N.L., 2003. The Fire and Fuels Extension to the Forest Vegetation Simulator, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-116, Ogden, UT, USDA, ForestService, Rocky Mountain Research Station, p. 209.

Reisner J, Wynne S, Margolin L, Linn RR. 2000 Coupled atmospheric–fire modeling employing the method of averages. *Mon. Weather. Rev.* 128, 3683–3691

Reynolds, R.T.; Sanchez Meador, A.J.; Youtz, J.A.; Nicolet, T.; Matonis, M.S.; Jackson, P.L.; Delorenzo, D.G.; Graves, A.D. 2013 Restoring Composition and Structure in Southwestern Frequent-Fire Forests: A Science-Based Framework for Improving Ecosystem Resiliency; General Technical Report RMRS-GTR-310; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Fort Collins, CO, USA,

Rigolot E, de Coligny F, Dreyfus L, Leconte I, Pezzatti B, Vigy O, Pimont F. 2010. FUEL MANAGER: a vegetation assessment and manipulation software for wildfire modeling. *Proceedings of the VI International Conference on Forest Fire Research*. D. X. Viegas (Ed.).

Riley, K.L., Abatzoglou, J.T., Grenfell, I.C., Klene, A.E., Heinsch, F.A., 2013. The relationship of large fire occurrence with drought and fire danger indices in the western USA, 1984–2008: the role of temporal scale. *Int. J. Wildland Fire* 22 (7), 894–909.

Ruiz-González D. 2019. Modelización de combustibles de copa de las principales formaciones arboladas de Galicia. En Taller “Retos en el manejo de combustibles en masas forestales y la interfaz urbano-forestal” Centro de Investigación Forestal, Lourizán (Pontevedra)

Russo A. Gouveia, CM. Páscoa, P, DaCamara, C.C.. Sousa, PM, Trigo RM. 2017. Assessing the role of drought events on wildfires in the Iberian Peninsula. *Agri Forest Meteorol* 237 (2017) 50–59

Ryan KC, Reinhardt ED 1988. Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Can J For Res* 18(10), 1291–1297

Scott J H. 1999. NEXUS: a system for assessing crown fire hazard. *Fire Management Notes*. 59(2): 20-24.

Stephens, S.L.; Moghaddas, J.J.; Edminster, C.; Fiedler, C.E.; Haase, S.; Harrington, M.; Keeley, J.E.; Knapp, E.E.; McIver, J.D.; Metlen, K. 2009. Fire treatment effects on vegetation structure, fuels, and potential fire severity in western U.S. forests. *Ecol. Appl.*, 19, 305–320.

Stevens JT, Safford HD, Latimer AM. 2014 Wildfire-contingent effects of fuel treatments can promote ecological resilience in seasonally dry conifer forests. *Can J For Res*. 44, 843–54.

Turco, M., Llasat, M.-C., von Hardenberg, J., Provenzale, A., 2014. Climate change impacts on wildfires in a Mediterranean environment. *Climatic Change* 125, 369–380.

Vaillant NM, Reinhardt ED. 2017 An evaluation of the Forest Service Hazardous Fuels Treatment Program—Are we treating enough to promote resiliency or reduce hazard? *J. For.* 115(4), 300–308

van Mantgem, P.J., Nesmith, J.C.B., Keifer, M., Knapp, E.E., Flint, A., Flint, L., 2013. Climatic stress increases forest fire severity across the western United States. *Ecol. Lett.* 16, 1151–1156

Van Wagner, C.E., 1977. Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research* 7, 23–34.

Westerling ALR. 2016 Increasing western US forest wildfire activity: sensitivity to changes in the timing of spring. *Phil. Trans. R. Soc. B* 371, 20150178 (doi:10.1098/rstb.2015.0178)

Prevención de incendios forestales en Galicia

Alfonso Barreiro

Jefe de Servicio de Programación. Subdirección Xeral de Extinción. Dirección Xeral de Defensa do Monte. Consellería do Medio Rural. Xunta de Galicia

Las causas que originan los fuegos forestales en Galicia son de diversa índole, existiendo diversas de ellas estructurales que constituyen factores subyacentes, aunque ninguna de ellas por sí sola constituye una causa inmediata de los incendios forestales.

La política de defensa del medio rural contra los incendios no puede ser implementada de forma aislada, sino integrándose en un contexto más amplio de planificación del territorio y de desarrollo rural, comprometiendo a todas las administraciones, las personas propietarias de terrenos forestales, los agricultores, las comunidades de montes vecinales en mano común, la sociedad del medio rural y en general el conjunto de la ciudadanía.

Los terrenos forestales y sus zonas de influencia tienen una configuración específica que dificulta su protección contra los incendios forestales; entre otras, la fragmentación de la propiedad, el desequilibrio entre zonas, el abandono de la agricultura, la ganadería extensiva sin control y la progresiva transformación de las parcelas agrícolas fragmentadas en terrenos de monte, lo que ha dado lugar a un progresivo desorden del territorio, incrementando la amenaza derivada de un incendio forestal.

A lo largo de los últimos años hemos venido asistiendo a una proliferación de incendios en la interfaz urbano-forestal, esto es, en las áreas que abarcan el perímetro común entre los terrenos forestales y los núcleos de población habitados.

Además de las políticas y medidas de organización territorial de carácter estructural que ayuden a evitar esta situación, es necesario adoptar actuaciones que controlen la existencia de biomasa vegetal con alto potencial combustible en las cercanías de los núcleos de población, asegurando su retirada con anterioridad a la época de peligro de incendios, bien a través de la obligación de las personas titulares, bien por medio de la ejecución subsidiaria, utilizando procedimientos ágiles, por parte de las administraciones públicas.

La ley 3/2007, de 9 de abril, de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia, tiene como uno de sus objetivos actualizar el régimen jurídico de la lucha contra los incendios

en el medio rural, integrando en el mismo la prevención y la extinción, además de la protección de la población, infraestructuras e instalaciones agrarias, pues únicamente considerando estas tres líneas de actuación en su conjunto será posible garantizar un tratamiento eficaz del problema.

La planificación preventiva pasa a ser un elemento estructural fundamental de este sistema, que se asienta en la actuación concertada de todas las administraciones actuantes en el ámbito de la defensa contra los incendios forestales.

El sistema de defensa contra los incendios en el medio rural identifica los objetivos y recursos y se traduce en un modelo activo, dinámico e integrado, encuadrando los instrumentos disponibles en una lógica de medio y largo plazo, con los siguientes criterios básicos:

1. Organizar la gestión de biomasa en zonas estratégicas, especialmente aquellas declaradas de alto riesgo de incendio, unido a la construcción y mantenimiento de fajas exteriores de protección de zonas pobladas, el tratamiento de áreas forestales en un esquema de intervención según modelos silvícolas previamente establecidos, en el ámbito de las dos dimensiones que se complementan, la defensa de personas y bienes y la defensa de los montes.
2. Reforzar las estructuras de extinción y de prevención de los incendios forestales.
3. Ampliar los esfuerzos de educación, sensibilización, divulgación y extensión agroforestal para la defensa del medio rural contra los incendios y para el uso correcto del fuego en ese ámbito.
4. Reforzar la vigilancia y poner coto a la actividad criminal incendiaria mediante la colaboración vecinal, además de asegurar la eficacia en la fiscalización y aplicación del régimen sancionador instituido.

Modelización de combustibles de copa de las principales formaciones arboladas de Galicia

Ana Daría Ruiz

Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior Lugo. Unidad de Gestión Forestal Sostenible.

1. Introducción

En este documento se presentan una serie de modelos de estimación de las variables estructurales del dosel de copas que están más relacionadas con el riesgo de transición del fuego de superficie a las copas y con la propagación del fuego por las mismas. Estos modelos, de aplicación a rodales de pino de Galicia, han sido desarrollados por el grupo de investigación Unidad de Gestión Forestal Sostenible (UXFS) de la Escuela Politécnica Superior de Ingeniería (USC, Campus Terra-Lugo), en colaboración con el Grupo de Investigación en Geomática e Ingeniería Cartográfica (U. de León), Centro de Investigación Forestal de Lourizán (Pontevedra), Dep. de Selvicultura y gestión de los sistemas forestales del INIA-CIFOR (Madrid), Centro Tecnológico y Forestal de la madera (Asturias), Escuela Politécnica de Mieres (U.de Oviedo), Rocky Mountain Research Station, Forest Service, USDA y Facultad de Ciencias Forestales (U. Juárez) Durango, México.

Antes de presentar los modelos, se hará una breve introducción a dichas variables estructurales y al proceso que siguen los simuladores de incendios para evaluar el riesgo potencial de fuego de copas bajo determinadas condiciones del medio.

2. Los combustibles del dosel arbóreo, factores esenciales en el fuego de copas

El fenómeno de transición del fuego desde la superficie a las copas y la posterior propagación por las mismas como fuego de copas activo ha sido estudiado por diversos investigadores (e.g. Van Wagner, 1977, 1993, Rothermel 1991; Scott and Reinhardt 2001; Cruz and Alexander 2017; Cruz et al. 2003, 2004, 2005; Hoffman et al. 2016) por su gran relevancia desde el punto de vista del incremento en la dificultad de extinción pero también por el incremento del riesgo de accidentes de graves consecuencias que supone para el personal que está trabajando en el incendio y también ajeno a la extinción.

Entre los factores que determinan la actividad de fuego de copas hay que destacar la intensidad del fuego de superficie, la humedad foliar y la cantidad y forma en que se distribuyen los combustibles fácilmente inflamables en el dosel. Esta distribución se caracteriza a través de las siguientes variables:

CBD (Canopy bulk density): combustible disponible para la combustión por unidad de volumen del estrato aéreo, incluyendo los huecos entre partículas (kg/m^3).

CBH (Canopy base height): altura de inicio de la base de la copa (m).

FSG (Fuel strata Gap): discontinuidad vertical entre los estratos de superficie y de copas (m).

CFL (Canopy Fuel Load): carga de combustible disponible en el dosel de copas, indica la cantidad de combustible disponible por unidad de superficie (kg/m^2)

Aunque existen discrepancias entre investigadores sobre qué tipo y grosor de combustible se considera disponible para arder en las copas habitualmente se considera únicamente el fino (acículas y ramillas $< 6 \text{ mm}$).

La mayoría de los simuladores de incendios que se manejan en la actualidad siguen el esquema mostrado en las Fig. 1 y 2 para determinar la actividad de fuego de copas. Concretamente se muestran los pasos seguidos por simuladores del USDA Forest Service (Servicio Forestal Americano) como FARSITE (Finney, 1998 revisado en 2004) o FLAMMAP(Finney 2006) para determinar la transición y la propagación del fuego por el dosel:

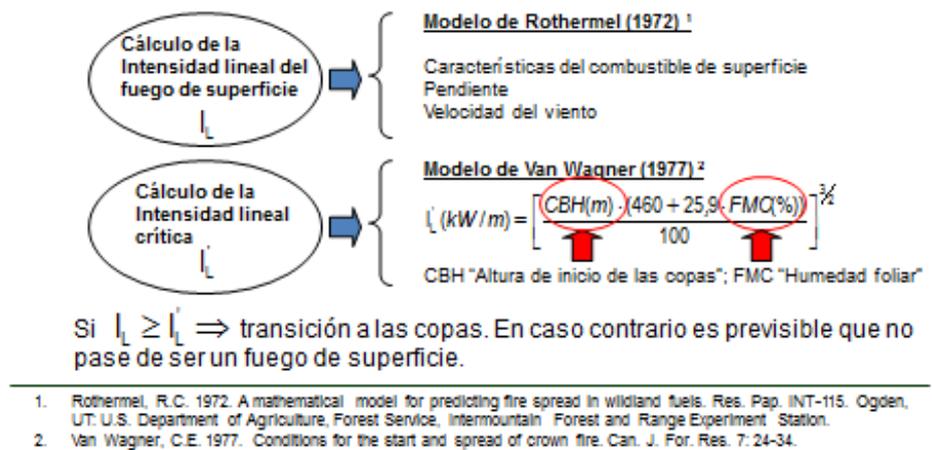


Fig. 1 Esquema para determinar la transición del fuego de superficie a las copas

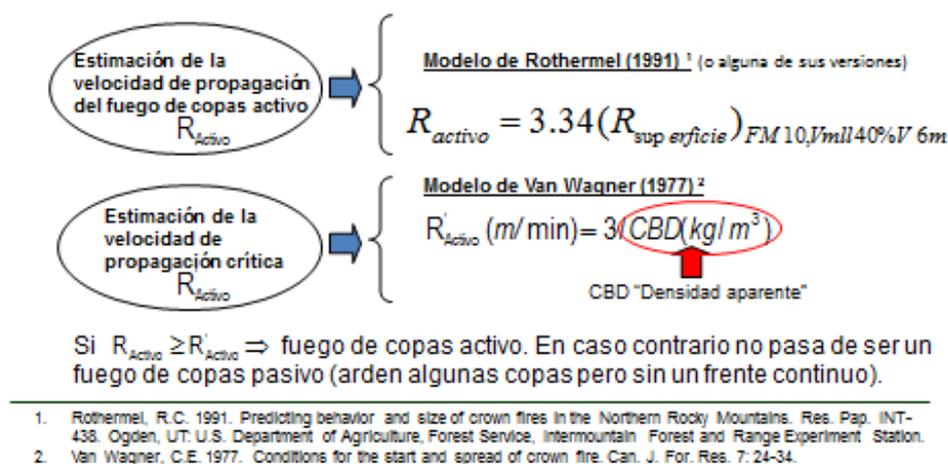


Fig. 2 Esquema para determinar la propagación del fuego por las copas

Existen diversas metodologías para la determinación de las variables estructurales del dosel cuya diferencia fundamental es la forma de simplificar la realidad en cuanto a la manera en que se distribuye la biomasa disponible. La metodología más sencilla, y también la más utilizada, asume que la biomasa aérea se distribuye de forma totalmente homogénea en el

rodal (Van Wagner 1977; Reinhardt et al. 2006). De acuerdo con esta simplificación CFL se obtiene dividiendo la biomasa aérea disponible (suma de la aportada por cada pie) entre la superficie del rodal y CBD dividiendo dicha biomasa entre el volumen aparente que ocupa (un paralelepípedo de base la superficie del rodal y de altura la longitud de copa media). En nuestros trabajos, la biomasa disponible aportada por cada árbol del rodal se determina con modelos de estimación previamente ajustados y específicos para cada especie recogidos en Diéguez et al. (2009). Un ejemplo de estos modelos para estimación de biomasa de acículas se muestra en la Fig. 3.

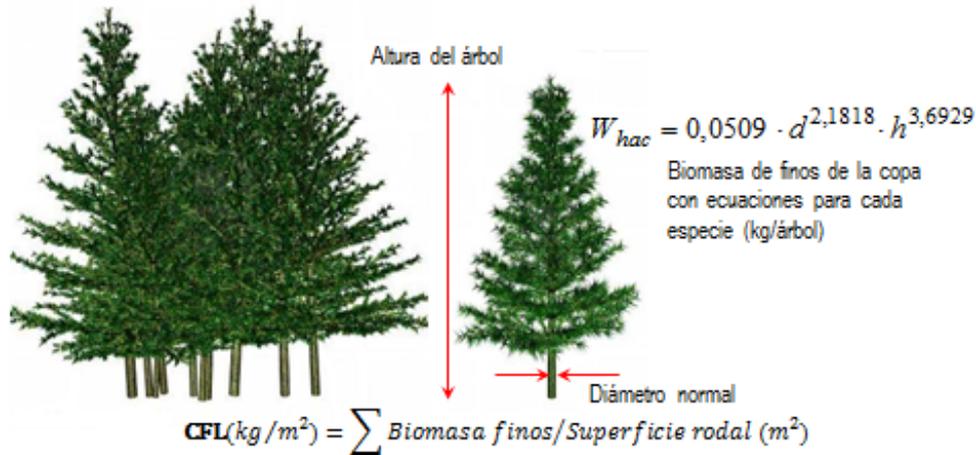


Fig. 3 Determinación de CFL a partir del cálculo de la biomasa fina aportada por cada pie en función del diámetro normal y la altura del árbol.

CBH se obtiene como la media de las alturas de inicio de copa medidas o estimadas para cada árbol del rodal. La diferencia entre la altura media de los árboles y CBH es la longitud de copa de rodal que permite el cálculo de CBD dividiendo CFL entre dicha longitud (Fig. 4).

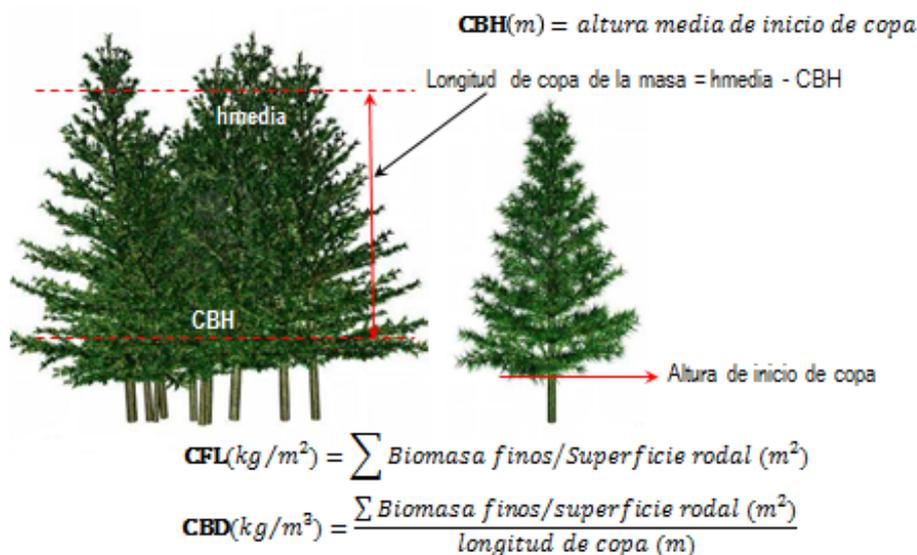


Fig. 4 Determinación de CBD a partir de CFL y de la longitud de copa media del rodal.

3. Modelos de estimación de variables estructurales del dosel de copas

Se presentan tres tipos de modelos diferentes:

- Modelos que relacionan las variables estructurales con variables de rodal sencillas de medir en campo.
- Modelos basados en métricas obtenidas a partir de LiDAR aerotransportado.
- Modelos basados en estadísticos derivados de imágenes de satélite.

Modelos que relacionan las variables estructurales con variables de rodal sencillas de medir en campo.

Los modelos incluidos en este apartado (Fernández-Alonso et al. 2013) se basan en las parcelas del IV Inventario Forestal Nacional establecidas en rodales de pino en Galicia. Se utilizaron los datos de un total de 1.396 parcelas (distribuidos por especies de acuerdo con la Fig. 5), lo cual implicó trabajar con diámetros y de alturas medidos en casi 50.000 árboles.

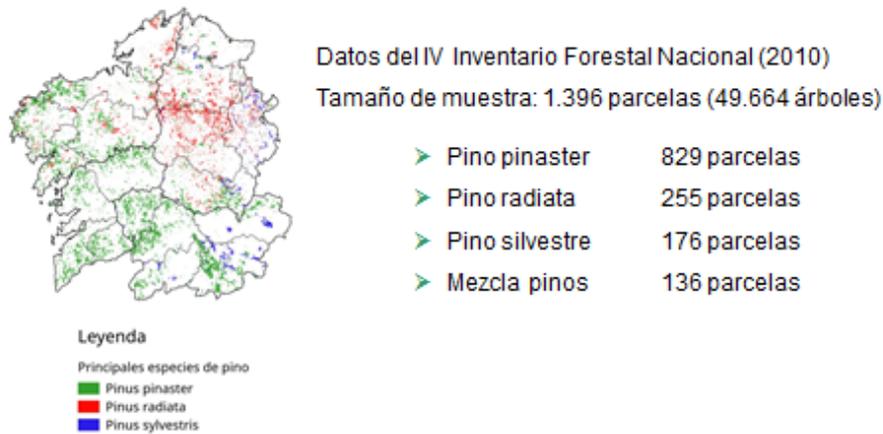


Fig. 5 Parcelas del IV IFN utilizadas para el ajuste de modelos a partir de variables de rodal.

Aplicando la metodología sencilla anteriormente explicada se obtuvieron los valores de CBH y CBD para cada una de las parcelas, completándose la base de datos con las principales variables de masa: diámetro medio cuadrático (dg), área basimétrica (G), densidad (N) y altura dominante (H₀), (Fig. 6).

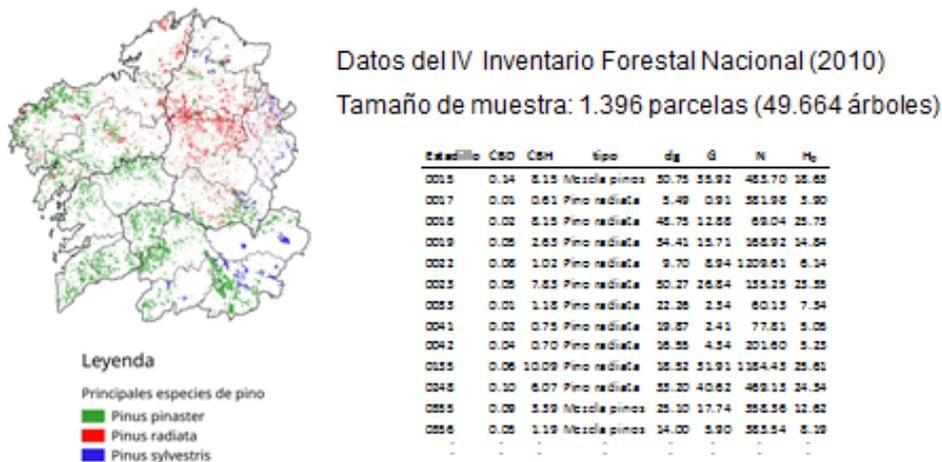


Fig. 6 Aspecto de la base de datos para el ajuste de modelos a partir de variables de rodal.

En la tabla 1. Se muestran los modelos obtenidos para rodales de *Pinus pinaster*, *P. radiata*, *P. sylvestris* y mezcla de pinos. El área basimétrica (G) entró como variable independiente en todos los modelos salvo en el modelo de estimación de CBH en pinaster. En todos los modelos de CBH entró como variable independiente la altura dominante (H₀) mientras que en todos los

modelos de CBD salvo en el caso de mezcla de pinos entró la densidad (N). En general se puede decir que los modelos presentan un buen coeficiente de determinación (oscila entre 0.77 y 0.91 en el caso de CBD y entre 0.69 y 0.97 en el caso de CBH).

Tabla 1. Modelos de estimación de CBD y CBH ajustados a partir de variables de rodal.

Especie	Modelo	b_3	b_4	b_5	ME
Pino pinaster	$CBD = b_3 G^{b_4} N^{b_5}$	0.0019	1.0229	0.1223	0.8243
Pino radiata	$CBD = b_3 G^{b_4} N^{b_5}$	0.0042	0.6452	0.1458	0.7414
Pino silvestre	$CBD = b_3 G^{b_4} N^{b_5}$	0.0033	0.5116	0.3621	0.9079
Mezcla pinos	$CBD = b_3 G^{b_4} H_0^{b_5}$	0.0144	1.4820	-0.9876	0.7710
Especie	Modelo	b_6	b_7	b_8	ME
Pino pinaster	$CBH = b_6 H_0^{b_7} N^{b_8}$	0.2027	1.3617	-0.0590	0.6942
Pino radiata	$CBH = b_6 H_0^{b_7} G^{b_8}$	0.0348	1.4252	0.2858	0.8894
Pino silvestre	$CBH = b_6 H_0^{b_7} G^{b_8}$	0.0506	1.6610	0.1177	0.9726
Mezcla pinos	$CBH = b_6 H_0^{b_7} G^{b_8}$	0.0653	1.4224	0.1542	0.7991

G es el área basimétrica (m²/ha), N es la densidad (pies/ha), H₀ es la altura dominante y ME es la eficacia del modelo, equivalente al coeficiente de determinación.

Modelos basados en métricas obtenidas a partir de LiDAR aerotransportado.

Para el ajuste de estos modelos también se utilizaron parcelas de IV IFN en rodales de pino; sin embargo, el tamaño de muestra fue menor. La información LiDAR procede del vuelo del PNOA (Fig. 7).

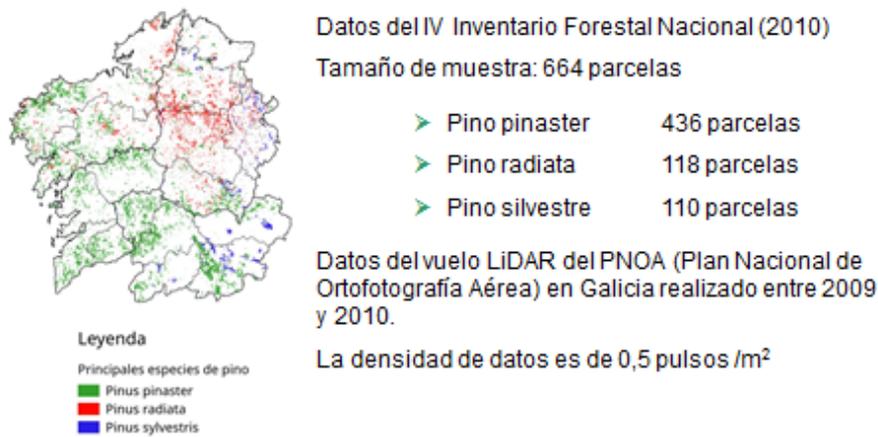


Fig. 7 Parcelas del IVIFN utilizadas para el ajuste de modelos a partir del vuelo LiDAR del PNOA.

Mediante el procesado de las nubes de puntos LiDAR (cada punto lleva asociada información sobre sus coordenadas x,y,z) se obtienen una serie de estadísticos de alturas que se ha demostrado son de gran utilidad como estimadoras de variables de masa. Por ejemplo *el percentil 95% de las alturas de los puntos* es un buen estimador de la altura media de la masa, y *el cociente de primeros retornos por encima de 2 metros entre el total de primeros retornos* es un buen estimador de la fracción de cubierta del arbolado. En el estudio se probaron un total de 38 estadísticos como estimadores de CFL, CBH y altura media del rodal. Los

mejores modelos obtenidos para *P. pinaster* y *P. radiata* (González-Ferreiro et al., 2017) se muestran en la tabla 2, y para silvestre(Fidalgo-González et al., 2019) en la tabla3.

Tabla 2. Modelos de estimación de CFL, CBH y altura media del rodal ajustados para *Pinus pinaster* y *P. radiata* a partir de datos LiDAR.

Especie	Variable	Modelo	b_0	b_1	b_2	ME	RMSE
Pino marítimo	Canopy Fuel Load (CFL)	$CFL = b_0 h_{99}^{b_1} PFR A_{h_{media}}^{b_2}$	0.0441	0.8991	0.0733	0.4134	0.3145
	Canopy Base Height (CBH)	$CBH = b_0 h_{99}^{b_1}$	0.4665	0.9429	---	0.4876	2.5559
	Altura media (H)	$\bar{h} = b_0 + b_1 h_{99}$	4.5684	0.5368	---	0.6216	2.7192
Pino radiata	Canopy Fuel Load (CFL)	$CFL = b_0 h_{99}^{b_1} PFR A_{h_{media}}^{b_2}$	0.0472	0.8508	0.1215	0.4527	0.2938
	Canopy Base Height (CBH)	$CBH = b_0 h_{99}^{b_1}$	0.0929	1.4303	---	0.6777	1.7978
	Altura media (H)	$\bar{h} = b_0 + b_1 h_{99}$	3.8151	0.6573	---	0.6505	2.9105

h_{99} es el percentil del 99% de las alturas de los datos LiDAR y $PFR A_{h_{media}}$ es el cociente entre el número de primeros retornos sobre la media y el número total de primeros retornos. ME es la eficacia del modelo y RMSE la raíz del error medio cuadrático.

Tabla 3. Modelos de estimación de CFL, CBH y altura media del rodal ajustados para *Pinus sylvestris* a partir de datos LiDAR.

Especie	Variable	Modelo	\hat{b}_0	\hat{b}_1	\hat{b}_2	ME	RMSE
Pino silvestre	Canopy Fuel Load (CFL)	$C\hat{F}L = \hat{b}_0 + \hat{b}_1 h_{70} + \hat{b}_2 PAR_{A4}$	0,4497	0,0598	0,0044	0,2722	0,5471
	Canopy Base Height (CBH)	$C\hat{B}H = \hat{b}_1 h_{90}$	---	0,5615	---	0,5909	2,1087
	Altura media (\hat{h})	$\hat{h} = \hat{b}_0 + \hat{b}_1 h_{90}$	3,8212	0,6806	---	0,6103	2,4225

h_{70} y h_{90} son los percentiles del 70 y 90% de las alturas de los datos LiDAR y PAR_{A4} es el cociente entre el número de primeros retornos por encima de 4 metros y el número total de primeros retornos. ME es la eficacia del modelo y RMSE la raíz del error medio cuadrático.

Los estadísticos del ajuste no son tan buenos como en los modelos ajustados a partir de variables de masa pero hay que tener en cuenta la baja densidad de puntos del vuelo LiDAR del PNOA. Los resultados mejorarían con vuelos de mayor densidad.

Modelos basados en estadísticos derivados de imágenes de satélite

Se presentan los resultados de un trabajo sobre modelado de combustibles forestales a partir de imágenes SENTINEL-2. Este trabajo (Arellano et al., 2018), realizado en el contexto del proyecto GEPRIF, se basa en inventarios no destructivos ejecutados en una red de parcelas de tratamientos selvícolas en rodales de *Pinus pinaster* y *P. radiata* distribuidas por el NO de España. Tres variables estructurales relacionadas con el riesgo de inicio de fuego de copas y su

propagación se calcularon a partir de dichos inventarios y se cruzaron con estadísticos derivados de imágenes SENTINEL-2 (Fig. 8 y 9).

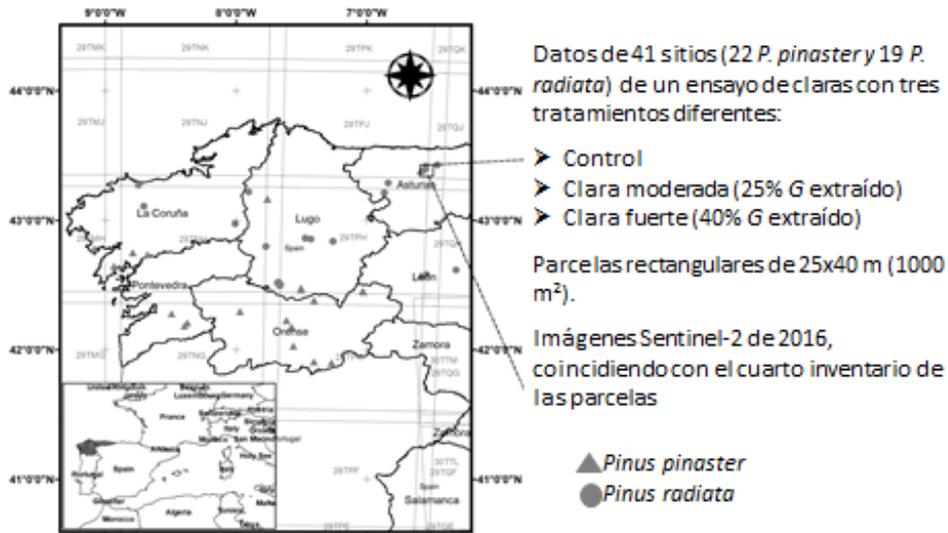


Fig. 8 Distribución de los sitios de inventario y características de las parcelas.

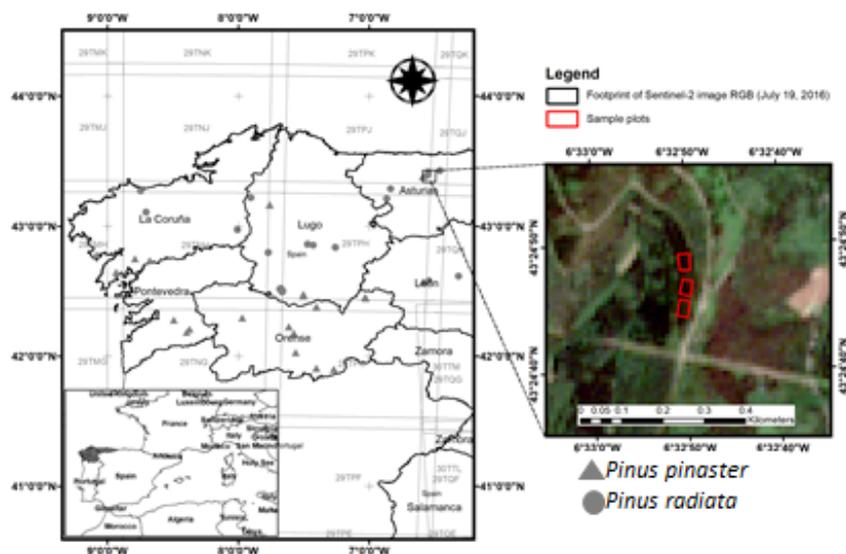


Fig. 8 Superposición de las parcelas de uno de los sitios sobre una imagen SENTINEL.

Como variables predictoras se utilizaron estadísticos obtenidos a partir de los valores de reflectancia en superficie de las bandas de las escenas SENTINEL e índices de vegetación derivados de las mismas (Fig. 9). Concretamente las bandas procesadas son las del visible (bandas 2, 3 y 4) y del infrarrojo cercano (NIR1, banda 8), todas ellas de resolución espacial 10 m. También se han procesado las bandas del infrarrojo medio (SWIR1 y SWIR2, bandas 11 y 12) y las cuatro bandas estrechas para caracterización de la vegetación que incorpora SENTINEL (Red-Edge: bandas 5, 6, 7 e infrarrojo cercano NIR2: 8a), de resolución espacial 20 m. Las escenas se recortaron con los shapes de polígono de las parcelas y a partir de la capa obtenida, y para cada polígono y banda, se calcularon estadísticos descriptivos (número de píxeles, valor mínimo, máximo, media y desviación típica). En cuanto a los índices de vegetación, se ha trabajado con NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), SAVI (Soil Adjusted Vegetation

Index), EVI (Enhanced Vegetation Index), RENDVI (Red edge Normalized Difference Vegetation Index) y MSAVI2 (Modified soil-adjusted vegetation index, versión 2), calculándose también sus correspondientes estadísticos.

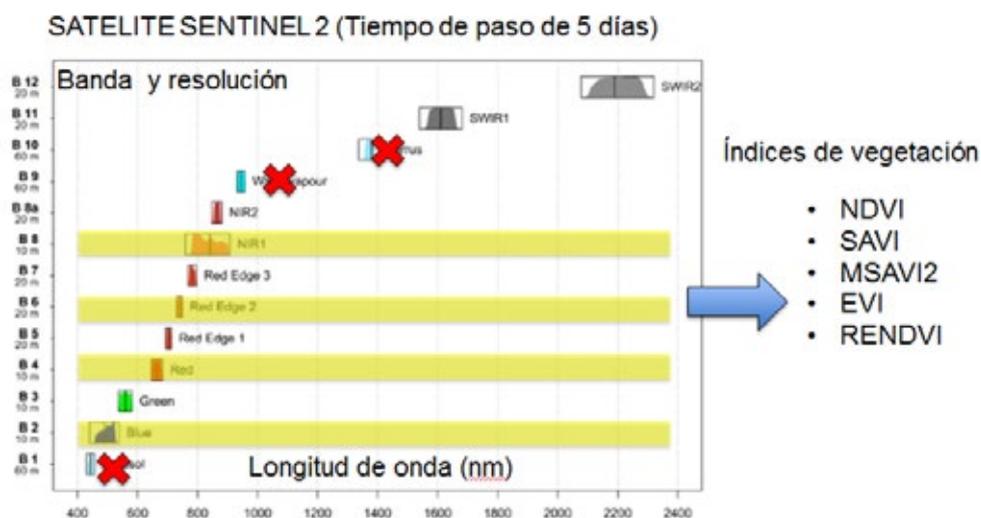


Fig. 9 Bandas de SENTINEL, resolución espacial y situación en el espectro. Aparecen tachadas las bandas no incluidas en el estudio y remarcadas aquellas cuya combinación da lugar a los índices de vegetación utilizados.

Las variables estructurales objeto del estudio fueron: CBD, FSG y SFL (carga de combustible de superficie, indicadora de la intensidad que puede alcanzar el fuego en dicha fase). Se emplearon dos metodologías diferentes para construir los modelos de estimación: Random Forest (RF) y Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS).

Se realizó una validación de los modelos ajustados generando 1000 muestras aleatorias, cada una con el 90% de la muestra de parcelas, de modo que el modelo ajustado con ese 90% se empleó para estimar los valores de las variables de interés en el 10% restante de parcelas. A cada uno de los 1000 ajustes se le asignó un peso en función del error que se comete en las estimaciones de la muestra de validación. Finalmente, la estimación para cada parcela de las variables de interés se obtuvo como una media ponderada de las estimaciones de cada una de los 1000 ajustes. Esta es la razón por la que los estadísticos de bondad de ajuste (tabla 4) son mucho peores que los presentados en (Rodríguez y Silva, 2018) donde el modelo MARS se ajustó una única vez a la totalidad de los datos.

Tabla 4. Modelos de estimación de CBD, FSG y SFL a partir de estadísticos derivados de imágenes SENTINEL-2.

Variable	Random Forest		MARS	
	rRMSE	$r^2_{\hat{y}_i}$	rRMSE	$r^2_{\hat{y}_i}$
CBD (kg m ⁻³)	32.76%	0.3125	33.97%	0.2972
FSG (m)	24.05%	0.3755	27.08%	0.3285
SFL (kg m ⁻²)	34.79%	0.1233	43.21%	0.0180

r^2 es el coeficiente de determinación y $rRMSE$ la raíz cuadrada del error cuadrático medio en valores relativos sobre la media.

Ventajas e inconvenientes de cada metodología de estimación

Comparando los resultados de cada metodología de estimación podemos sintetizar cuales son las ventajas y los inconvenientes de cada una de ellas:

Modelos basados en mediciones de campo

- VENTAJAS: Son los de mayor exactitud en las estimaciones.
- INCONVENIENTES: Caros y difíciles de aplicar a grandes extensiones.

Modelos basados en métricas de LiDAR aerotransportado

- VENTAJAS: Buena exactitud en las estimaciones y fáciles de aplicar a grandes extensiones.
- INCONVENIENTES: Vuelos muy costosos y con grandes intervalos de tiempo entre actualizaciones (Galicia 2009-2016).

Modelos basados en variables derivadas de imágenes de satélite

- VENTAJAS: Actualizaciones frecuentes, bajo coste (SENTINEL es gratuito pero satélites con más resolución son de pago) y fáciles de aplicar a grandes extensiones de territorio.
- INCONVENIENTES: Poca exactitud de las estimaciones. Fundamental someterlos a validación.

Referencias

Alexander ME, Cruz MG. 2006 Evaluating a model for predicting active crown fire rate of spread using wildfire observations. *Can J For Res* 36:3015–3028. <https://doi.org/10.1139/x06-174>

Arellano-Pérez S, Castedo-Dorado F, López-Sánchez CA, González-Ferreiro EA, Yang Z, Díaz-Varela RA, Álvarez-González JG, Vega JA., Ruiz-González AD. 2018. Potential of Sentinel-2A data to model surface and canopy fuel characteristics in relation to crown fire hazard. *Remote Sens.* 2018, 10, 1645; doi:10.3390/rs10101645 www.mdpi.com/journal/remotesensing

Cruz MG, Alexander 2017 Modelling the rate of fire spread and uncertainty associated with the onset and propagation of crown fires in conifer forest stands. *Int J Wildland Fire*, 26, 413–426

Cruz MG, Alexander ME, Wakimoto RH 2003 Assessing the probability of crown fire initiation based on fire danger indices. *Forestry Chronicle* 79, 976-983.

Cruz MG, Alexander ME, Wakimoto RH 2004 Modeling the likelihood of crown fire occurrence in conifer forest stands. *Forest Sci* 50, 640-658.

Cruz MG, Alexander ME, Wakimoto RH 2005 Development and testing of models for predicting crown fire rate of spread in conifer forest stands. *Can J For Research* 35,

Diéguez Aranda U, Rojo Alboreca A, Castedo Dorado F, Álvarez González JG, Barrio Anta M, Crecente Campo F, González González JM, Pérez-Cruzado C, Rodríguez Soalleiro R, López Sánchez CA, Balboa Murias MA, Gorgoso Varela JJ, Sánchez Rodríguez F, 2009. Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Consellería de Medio Rural. Xunta de Galicia. 259 pp.

Fernández-Alonso JM, Alberdi I, Alvarez-González JG, Vega JA, Cañellas I, Ruiz-González AD 2013. Canopy fuel characteristics in relation to crown fire potential in pine stands: analysis, modelling and classification. *Europ J For Research* 132(2): 363-377

Fidalgo-González LA, Arellano-Pérez S, Álvarez-González JG, Castedo-Dorado F, Ruiz-González AD, González-Ferreiro E. 2019. Estimación de la distribución vertical de combustibles finos del dosel de copas en masas de *Pinus sylvestris* empleando datos LiDAR de baja densidad. *Revis. Teledetección. Asoc. Esp. Teledetección* 53, 1-16

Finney MA. 1998 (Revised 2004). FARSITE: Fire Area Simulator—model development and evaluation. Res. Pap. RMRS-RP-4, Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 47 p.

Finney MA. 2006. An overview of FlamMap fire modeling capabilities. In: Fuels management—how to measure success: conference proceedings. 2006 March 28-30; Portland, Oregon. Proceedings RMRS-P-41. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 213-220. (647 KB; 13 pages)

González-Ferreiro E, Arellano-Pérez S, Castedo-Dorado F, Hevia A, Vega JA, Vega-Nieva, DJ, Álvarez-González JG, Ruiz-González AD 2017. Modelling the vertical distribution of canopy fuel load using national forest inventory and low-density airborne laser scanning data. *PLoS ONE* 2017, 12, e0176114

Hoffman CM, Ziegler J, Canfield J, Linn RR, Mell W, Sieg CH, Pimont F (2016) Evaluating crown fire rate of spread predictions from physics-based models. *Fire Tech* 52:221–237. <https://doi.org/10.1007/s10694-015-0500-3>

Reinhardt ED, Scott J, Gray K, Keane R 2006 Estimating canopy fuel characteristics in five conifer stands in the western United States using tree and stand measurements. *Can J For Res* 36:2803–2814

Rothermel RC 1991. Predicting behavior and size of crown fires in the Northern Rocky Mountains. Research Paper INT-438. USDA Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, UT. <https://doi.org/10.2737/int-rp-438>

Rodriguez y Silva, 2018. III Taller de lecciones aprendidas de los incendios Forestales. Universidad de Córdoba (<http://secforestales.org/grupos/fuegos-forestales>).

Rothermel RC. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-115.

Scott JH, Reinhardt ED 2001. Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior. USDA For. Serv., Res. Pap. RMRS-RP-29, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO. 59 pp.

Van Wagner CE 1977 Conditions for the start and spread of crown fires. *Canadian Journal of Forest Research* 7, 23-34

Van Wagner CE 1993. Prediction of crown fire behavior in two stands of jack pine. *Can. J. For. Res.* 23:442-449.

Empleo de las nuevas tecnologías para caracterización de combustibles forestales en el Principado de Asturias

Sandra Sánchez García y Elena Canga Líbano

Fundación CETEMAS, Centro Tecnológico Forestal y de la Madera de Asturias

Justificación

Con la aparición de la tecnología SIG (Sistemas de Información Geográfica), se ha ido incrementando y diversificando el tipo de aplicaciones y usuarios que utilizan información cartográfica. Además, en los últimos años se está extendiendo el uso de herramientas basadas en estos sistemas, junto con los datos recopilados mediante sensores pasivos (sistemas fotogramétricos, multispectrales e hiperspectrales) y activos (LiDAR, RADAR y SONAR), para llevar a cabo análisis territoriales y desarrollar aplicaciones útiles para los distintos sectores de la sociedad.

Para poder explotar todo su potencial se necesitan desarrollar metodologías específicas para la generación de cartografía actualizada a partir de dicha información. De esta manera, se podrán ofrecer soportes y soluciones a temáticas concretas, como es la prevención y extinción de los incendios forestales, ya que el uso de estas nuevas tecnologías permite dar una visión más objetiva y práctica, facilitando la integración y análisis de muchos fenómenos que intervienen en su estudio (Badia et al., 1997; Mutlu et al., 2008; Marino et al., 2016; Ramírez et al., 2013).

Cabe destacar que España cuenta características climáticas y geográficas muy dispares respecto a sus masas forestales. En cambio, la información cartográfica disponible de carácter general, para conocer los modelos de combustible presentes en las diferentes comunidades autónomas, es la variable que se incluye en el propio Mapa Forestal Español (MFE) y que hace referencia a la asignación de los modelos de combustible siguiendo el sistema de clasificación norteamericano propuesta por Rothermel (1982) y Scott & Burgan (2005). Se trata de modelos ampliamente reconocidos y asumidos desde hace mucho tiempo por personal relacionado con los incendios forestales y a su vez son los que se han ido incorporando en los programas de simulación habituales. En contrapartida, se trata de modelos basados en las características de la vegetación presente en Estados Unidos, creados en su momento para evaluar exclusivamente los combustibles superficiales. Este hecho, a efectos prácticos, hace que en muchas zonas (Norte de España en especial) quienes podrían ser usuarios potenciales de esta información para su trabajo práctico, no consideren que dicha clasificación sea objetiva respecto a la realidad con la que ellos se encuentran. Y que tampoco perciban su utilidad como apoyo o aval para determinadas decisiones.

Respecto a todo esto, la reciente publicación de la “Foto Guía de Modelos de combustibles de Galicia” (Arellano et al., 2016), que supone una clasificación específica para dicha región Atlántica, existe la oportunidad de utilizar la amplia información que esta recoge y trasladarla a la región limítrofe asturiana.

Indiscutiblemente, el conocimiento de variables como la tipología y estructura del combustible (continuidad vertical y horizontal), resulta de gran utilidad a diferentes niveles y escalas de trabajo dentro de las tareas de prevención y extinción de incendios forestales. También puede mejorar el nivel de fiabilidad que perciben los técnicos respecto a las herramientas que podrían manejar para tomar aquellas decisiones en las que es necesario conocer la distribución y características de los combustibles, tales como disponer de una cartografía base en campo y/o gabinete, e incluso utilizarla como información de entrada para simuladores de incendios forestales.

Bajo estas premisas, la Fundación CETEMAS (Centro Tecnológico Forestal y de la Madera) colabora con técnicos del Servicio de Montes del Principado de Asturias y del Servicio de Emergencias del Principado de Asturias (SEPA), en aras de generar **una cartografía de modelos de combustible adaptada al territorio asturiano y actualizable a partir de datos recogidos mediante sensores remotos (datos LiDAR)**.

Dicha metodología se incluye a su vez en la guía de buenas prácticas elaborada en el marco de un proyecto europeo Interreg Sudoe denominado PLURIFOR: “Planes de gestión de riesgos transnacionales para los espacios rurales forestales sensibles a los riesgos bióticos y abióticos”, en el que para el riesgo de incendios participan investigadores de Portugal (CEABN-InBIO, Instituto Superior de Agronomía, Universidade de Lisboa), Galicia (CIF Lourizán INGACAL), Asturias (CETEMAS) y País Vasco (HAZI). Se trata de un documento que pretende sentar ciertas bases, criterios y metodologías que se deben tener en cuenta para la elaboración de Planes de riesgo de incendios transnacionales. Actualmente se encuentra expuesto a través del siguiente enlace <https://plurifor.efi.int/es/incendios-forestales/>.

Introducción

Con el desarrollo de la tecnología, han aparecido en el mercado nuevas formas de tomar datos, en las que no es necesaria la medición directa en campo, sino que dichas mediciones se obtienen utilizando lo que se conoce como “sensores remotos” y trabajando mediante diferentes herramientas y softwares basadas en los SIG.

Los **sensores remotos** consisten en instrumentos que transforman la radiación electromagnética en información perceptible y analizable. Los sensores remotos de tipo “**activo**” entre los que se incluye el **LiDAR (Light Detection and Ranging)**, se consigue una nube de puntos en 3D a partir de la información recabada de la propia radiación que se refleja sobre el suelo, vegetación, infraestructuras etc... que ellos mismo emiten previamente. Como característica principal y resaltante en el ámbito forestal y agrícola, destaca su comportamiento multiretorno, es decir, su capacidad de reflejar radiación para los distintos niveles sobre los que incide y por tanto de captar información para los distintos estratos de la vegetación, siendo capaz de traspasar el dosel arbóreo..

Tras el procesado y análisis de la nube de puntos generada, se evalúan una serie de estadísticos, de tal manera que se llega a describir la distribución espacial la estructura de la vegetación a través de variables, como son la **altura** (media, mediana, rango intercuartílico, distintos percentiles y cuartiles etc.), la Fracción de Cobertura (FCC) (porcentaje de primeros retornos por encima de una altura de corte) que no llegan directamente al suelo) y las asociadas a su distribución espacial. A partir de esto, se pueden generar diferentes salidas numéricas y/o gráficas, de tal manera que pueden servir de base para la generación de mapas de combustibles forestales siendo a su vez interrelacionadas con otras fuentes de datos.

España es uno de los pocos países que disponen de un **Plan Nacional** de captura de **información LiDAR**, como parte del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (LIDAR-PNOA, 2015). Esa información se puede descargar de manera gratuita de la página web del Centro Nacional de Información Geográfica del Instituto Geográfico Nacional (Ministerio de Fomento) <http://centrodedescargas.cnig.es/>. Las características del vuelo LiDAR del PNOA garantizan una densidad de pulsos de **0,5 puntos/m²**, pero existen realidades distintas según las diferentes

Comunidades Autónomas. La periodicidad de estos vuelos aún no está clara, pero la idea inicial es de unos seis años. Concretamente, en Asturias actualmente están disponibles los datos correspondientes a la primera cobertura (periodo 2012-2015).

Bajo estas condiciones de densidad de puntos y a la espera de más avances en el desarrollo de algoritmos que permitan hacer discriminación entre especies a partir de datos LiDAR, la base de datos de la que se dispone actualmente para identificar los tipos y clases de vegetación existentes en un territorio sin tener que recurrir a un inventario específico, es el **Mapa Forestal Español (MFE)**, que como su nombre indica es de carácter estatal y tiene una periodicidad de unos 4-5 años.

En base a todo esto, el trabajo desarrollado que aquí se presenta, consiste en términos generales en la utilización del MFE para tomar como base ciertas variables allí descritas, referentes al tipo de vegetación presente, su combinación con algunas variables calculadas a partir de datos LiDAR (se prevé una mayor actualización de la toma de dicho datos) y finalmente su asociación con las variables que describen los diferentes modelos de combustibles definidos por Arellano et al (2016), para poder definir y cartografiar los modelos de combustibles existentes en Asturias.

Esquema metodológico

En la Figura 1 se muestra el esquema metodológico llevado a cabo en este trabajo, así como el modelo de procesos para su automatización y actualización (Figura 2). Para más detalles, se puede consultar el Capítulo 3 de la guía de buenas prácticas elaborada en el marco del proyecto PLURIFOR <https://plurifor.efi.int/es/incendios-forestales/>.

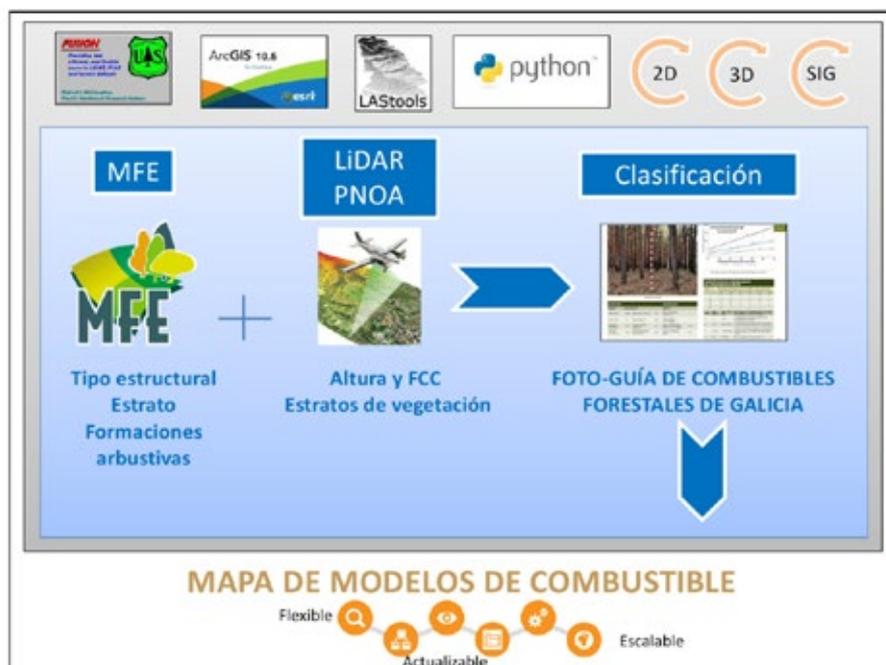


Figura 1: Esquema de las bases de datos utilizadas y variables generadas para la creación del mapa de combustibles forestales a diferentes escalas.

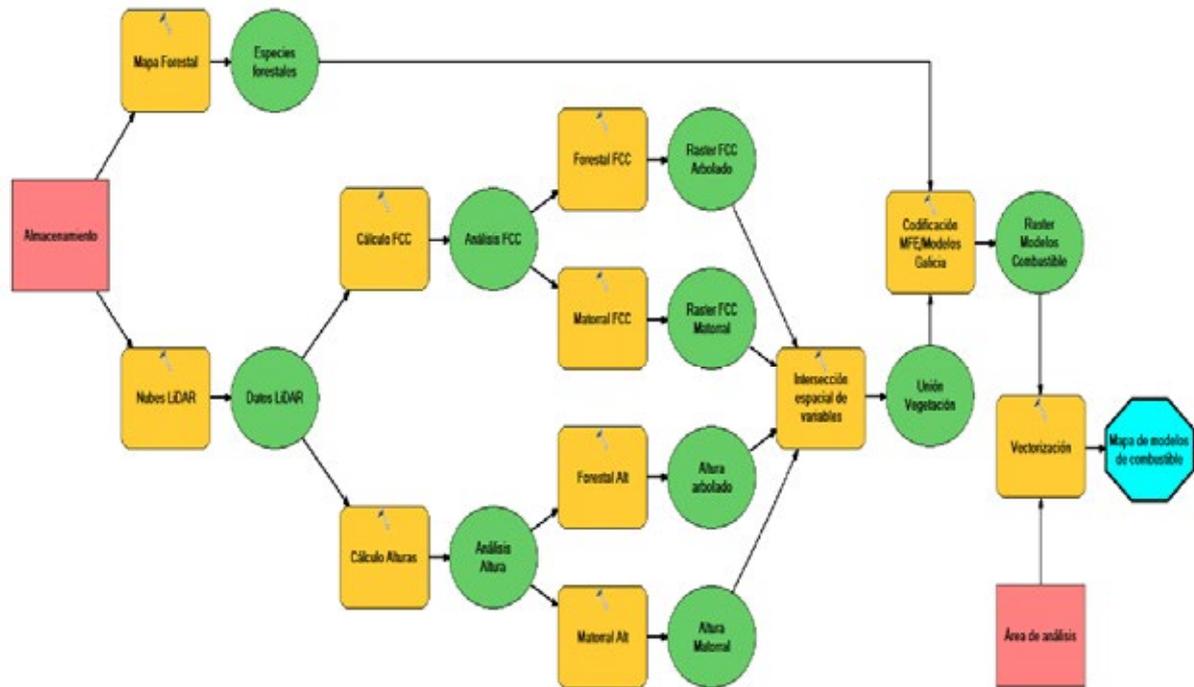


Figura 2: Esquema de trabajo a través de la herramienta *Molder Builder* del programa ArcGis.

Referencias bibliográficas

Arellano, S., Vega, J. A., Ruíz, A. D., & Arellano, A., 2016. Foto-guia de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado.

Badia, A., Cerdan, R., Nunes, J., Sánchez, F., Ferrero, I. 1997. Prevención de incendios forestales. Integración de las técnicas de modelización en los sistemas de información geográfica. II Congreso Forestal Español, Pamplona.

Marino, E., Ranz, P., Tomé, J. L., Noriega, M. A. 2016. Cartografía de alta resolución de modelos de combustible forestal: metodología de bajo coste basada en datos LIDAR. *Foresta*, 65: 34-42.

Mutlu, M., Popescu, S. C., Stripling, C., Spencer, T. 2008. Mapping surface fuel models using lidar and multispectral data fusion for fire behavior. *Remote Sensing of Environment*, 112(1), 274-285.

LIDAR-PNOA, 2015. CC-BY 4.0. Sistema Cartográfico Nacional. Instituto Geográfico Nacional, Dirección General del Catastro, Confederación Hidrográfica del Tago, Confederación Hidrográfica del Duero y Castilla y León. Gobierno de España y Castilla y León. <http://www.scne.es/>.

Ramírez, J., Blanco, J., Cerrillo, A., Marqués, G., Valcarce, R., Llordén, J. M. 2013. Generación de cartografía de modelos de combustible a partir de datos LIDAR y análisis de imágenes orientado a objetos para su integración en Wildfire Analyst. VI Congreso Forestal Español, 6-14 Junio, Vitoria-Gasteiz.

Rothermel, R.C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. Rep. No. RP INT-115. SDA Forest Service, Ogden, UT.

Scott J.H., Burgan R.E. 2005. Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, General Technical Report RMRS-GTE-153, Fort Collins, CO.

LA IMPORTANCIA EN LA GESTIÓN DE LA INTERFAZ URBANO-FORESTAL. ORGANIZACIÓN DEL DISPOSITIVO DE EXTINCIÓN EN GALICIA EN SITUACION

Manuel Francisco Gutiérrez.

Jefe de Servicio de Prevención de Incendios Forestales de Pontevedra. Xunta de Galicia

Introducción

Siempre que tratamos el tema de los incendios forestales (IF) oímos tantos comentarios como personas, de uno u otro ámbito, críticos con el sistema de extinción. Al mismo tiempo, se descubre en ellos el desconocimiento existente, en general, de las circunstancias en las que se desarrolla el incendio forestal. Esas circunstancias se refieren tanto a la extinción del fuego como a la población en general, dominada por una situación de gran incertidumbre ante una emergencia que no solo afecta a ellas, sino que también influye en la capacidad de control de fuego por los equipos de extinción.

En estos 20 últimos años se han ido produciendo continuas mejoras técnicas en la extinción: mejores medios instrumentales, disponibilidad de imágenes en directo desde helicópteros y aeronaves de coordinación, medios geolocalizados, información meteorológica en tiempo real, empleo de satélites en las comunicaciones, etc. sin olvidar aspectos como la mejora de la seguridad y coordinación de medios que hacen que la lucha en los IF cada siga manteniendo ese aspecto bélico.

Las circunstancias sociales y políticas, hacen tener una visión negativa sobre los IF, favoreciendo una imagen de cierto antagonismo, cada vez más acusado, entre el ámbito rural y la ciudad. En el primero de ellos poco a poco se ha ido produciendo cambios técnicos para el control de combustible (empleo de diversos tipos de maquinaria) y el uso de otros medios, como las quemas prescritas, que han transformado el uso ancestral del fuego en el entorno rural. No puede olvidarse, no obstante que accidentes como los provocados por chispas eléctricas, coches, tractores, ferrocarril, etc. ponen en jaque a los servicios de extinción, en situaciones muchas veces complicadas.

Con el paso del tiempo, los habitantes de los núcleos de población y de la ciudad han ido cambiando su percepción de los IF. De ver por la televisión la extinción de fuego, se ha pasado a sentirse amenazados por él y participar en directo en esas tareas, como en el 15 de octubre del 2017. Los incendios forestales salieron de sus televisores para ser protagonistas reales y exigir actuar a la sociedad como personal de extinción, como ocurrió en muchas ciudades gallegas, destacando el caso de Vigo entre el 14 y 17 de octubre citado.

En circunstancias como las vividas en los días mencionados, con 24 activaciones del Plan Especial de Protección Civil ante Emergencias por Incendios Forestales en la Comunidad Autónoma de Galicia (P.E.I.F.O.G.A.) por situaciones tipo 2, la seguridad de las personas y sus bienes se priorizaron sobre el combate del fuego.

Pero la percepción de los habitantes del rural respecto a los IF también ha cambiado. Años atrás, muchas de esas personas eran meras espectadoras de la actuación de los equipos de extinción y era frecuente que justificaran de todas las maneras posibles la existencia de los IF: “suciedad” del monte, beneficio del “negocio” del fuego, etc. En estos momentos, en que la virulencia de las llamas pone en peligro sus vidas viviendas, y bienes, y con una tendencia a generalizarse, contemplan a los IF con otra visión.

Los factores estructurales como el abandono de las explotaciones agrarias, la despoblación, el éxodo rural, el envejecimiento de la población, el minifundismo, la falta de gestión forestal, etc, han propiciado un aumento de los combustibles. En este escenario ha irrumpido el cambio climático. Su conjunción con los factores mencionados está facilitando los megaincendios.

Las circunstancias han cambiado para algunos de los incendios que son más virulentos y erráticos, con comportamiento no descrito hasta ahora por lo que debemos adelantarnos con más prevención alrededor de las casas y núcleos rurales y urbanos.

El papel del director técnico de extinción en las situaciones operativas 2

El director técnico de la extinción (DTE) como responsable en la emergencia es la máxima autoridad del plan de ataque de la organización, de su ejecución y de la seguridad de todo el operativo. La seguridad de las personas es su máxima.

Partimos de un cambio en una mayor carga de combustible en el monte y existe una falta de gestión forestal en las parcelas próximas a los núcleos de población. Al mismo tiempo se han ido creando, con frecuencia, nuevas edificaciones, junto con las deficiencias en la planificación de las zonas urbanizadas, polígonos industriales, y la creación de nuevos talleres e instalaciones. La conjunción de esos factores transforma los incendios forestales, volviéndolos más potentes y difíciles de extinguir, lo que genera más situaciones de riesgo.

Ante una situación operativa declarada 2(situación de emergencia provocada por uno o varios incendios forestales que, en su previsible evolución, puedan afectar gravemente a la población y a los bienes de naturaleza no forestal, y que exija la adopción inmediata de medidas de protección y socorro), el Director Técnico Extinción (DTE) despliega un conjunto de relaciones con los medios de extinción, pero también con diferentes colectivos (Fig.1). Sus problemas principales estarán ligados a: 1) las comunicaciones entre los distintos grupos, 2) la coordinación de recursos y medios y 3) la elaboración de un plan conjunto de actuaciones.

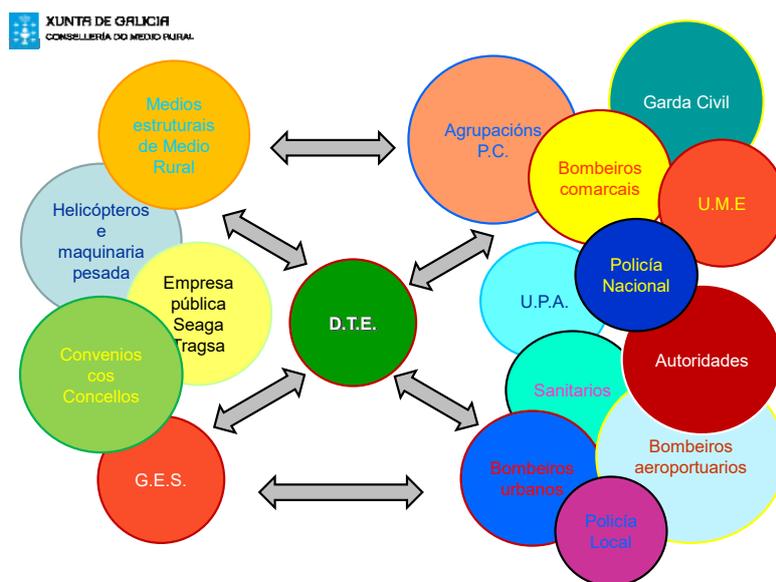


Figura 1. Interrelación del DTE con diferentes colectivos en situaciones operativas 2 en Galicia. G.E.S.= Grupos de emergencia supramunicipales; U.M.E.= Unidad Militar de Emergencias; U.P.A.= Unidad de Policía Adscrita; Agrupación P.C.= Grupos de Protección civil

Dentro del despliegue específico el DTE debe apoyar su trabajo bajo el Puesto de Mando Avanzado (PMA), que es centro de mando de carácter técnico, que se constituirá próximo al lugar del incendio y desde el cual se dirigen y coordinan las actuaciones de los grupos operativos, de acuerdo con las ordenes indicadas por el director del plan, con una serie de ventajas:

- a) Conocimiento de la información con mayor antelación, de primera mano y más completa, b) toma de decisiones conjunta, c) coordinación in situ, d) distribución de funciones y responsabilidades, e) tareas y apoyos entre los grupos de intervención y f) transmisión más ágil de las decisiones.

La dirección del PMA se ocupará el DTE para situaciones operativas de 0 e 1 y para las 2y 3, el jefe del PMA.

Algunos de los retos de la interfaz urbano-forestal

La interfaz urbano-forestal genera una gran complicación en la extinción del IF provocando una serie de problemas, entre ellos:

- Decisión de evacuación vs. confinamiento.
- Desalojos preventivos, defensa activa y pasiva del núcleo habitado.
- Incremento del riesgo de accidentes por alcance del fuego.
- Obstrucción de los accesos al incendio, riesgo de atropello.
- Actuaciones de los propietarios de parcelas en la zona.
- Curiosos (turismo de incendio). Periodistas.
- Cortes de tráfico: acción previa e información posterior.
- Cortes de suministro de agua, luz, etc.

En resumen, se prevén nuevos cambios y adaptaciones funcionales y organizativas en el sistema de protección contra incendios para dar respuestas a esta nuevas situaciones de los incendios de interfaz

PFig. 2 Situaciones operativas 2 en la provincia de Pontevedra durante los incendios de octubre de 2017

El cambio global y el incendio urbano-forestal. Reflexiones para minorar la vulnerabilidad y la incertidumbre operacional

Francisco Rodríguez y Silva

Departamento de Ingeniería Forestal. Laboratorio de Incendios Forestales LABIF-UCO. Universidad de Córdoba. Edificio Leonardo da Vinci. Campus de Rabanales. Córdoba 14071. ir1rosif@uco.es

Introducción

La aproximación analítica a la problemática de los incendios de carácter urbano -forestal ha de ser realizada bajo una visión global. A resultados de este tipo de enfoque se puede afirmar que la evolución socioeconómica y las interacciones con los procesos de cambio global del paisaje no han contado con una facilidad de diálogo interpretativo que permitiera la actualización del conocimiento y con ello, el desarrollo de metodologías para acometer la adaptación progresiva y las acordes soluciones preventivas en función de las variables locales.

Acudir a la búsqueda de soluciones, una vez que el problema se ha identificado en el territorio, se presenta inicialmente como la vía para intentar, en el corto plazo, el control al problema. La consulta de medidas correctoras aplicadas en casos similares genera a veces la falsa expectativa de creer que ya se ha alcanzado el itinerario adecuado para mitigar el problema y sus efectos. Esto no deja de ser una visión desenfocada de la realidad y es responsable de aplicaciones ineficientes de las inversiones presupuestarias, implicando pérdidas de tiempo y oportunidades para alcanzar la eficacia defensiva.

Un trabajo de planificación de las acciones preventivas a dos velocidades representa una opción a ser considerada para la gestión y ordenación de los paisajes en los que la presión de los incendios de carácter urbano-forestal, no sólo se ha hecho notar, sino que se ha convertido en una amenaza permanente, envuelta en la mayoría de las ocasiones por un peculiar ambiente de incertidumbre. La idea de las dos velocidades se refiere a la aplicación inmediata, de una parte, de procedimientos y protocolos que garanticen una intervención operacional que, en el marco de la seguridad, proporcione protección de las poblaciones y propiedades, y de otra parte el inicio del estudio profundo que permita conocer, dimensionar y diagnosticar la situación de los incendios de carácter urbano-forestal presente en la comarca afectada.

A tenor de los avances en el conocimiento real de la situación se puede, en base a las variables descriptivas previamente seleccionadas, escalar el alcance del problema en el paisaje. Dicho de otra forma, no es posible aplicar soluciones a un problema, si previamente no se ha realizado un diagnóstico de la dimensión e intensidad espacial y temporal del mismo. Será precisamente a partir del conocimiento adquirido, cuando se podrán generar las soluciones que, optimizadas, proporcionen la aplicación eficiente de las medidas correctoras y preventivas. Esta segunda vía de trabajo retroalimenta sin duda, la vía operacional y de extinción del incendio, al haber conseguido reducir la incertidumbre en la gestión de este tipo de emergencias.

Conceptos.

Con la eclosión del problema y la presencia continuada de este tipo de emergencias en los últimos dos decenios, y con mayor intensidad en los países europeos con clara influencia mediterránea, han surgido movimientos sociales con diferentes adscripciones y procedencias, pero con el mismo objetivo: la colaboración participativa en la búsqueda y aplicaciones de soluciones. Desde las iniciativas municipales, pasando por las administraciones con responsabilidades ejecutivas en la prevención y extinción de incendios, las universidades y centros de investigación, las organizaciones ciudadanas y ambientalistas no gubernamentales, entre otras, se vienen realizando actividades diversas que persiguen la concienciación del problema, la alerta y la preparación organizativa de cara a la mitigación del problema. Una consecuencia de la mirada más allá de las fronteras de los países europeos ha sido la importación de medidas correctoras, así como preventivas desarrolladas en Norteamérica que de forma conjunta con las experiencias vividas a lo largo de una historia mucha más dilatada en el tiempo, ha permitido establecer los primeros patrones de soluciones estratégicas para la defensa contra este tipo de incendios.

Una de las primeras consecuencias de ello, se puede decir que ha sido la denominación de este tipo de emergencias. A veces la inevitable traducción literal de vocablos y denominaciones confluyen en una defectuosa denominación. En este sentido, a este tipo de emergencias se las viene denominado “incendios de interfaz”, “incendios de interfase”, “incendios intermix”, “incendios de interfaz urbano-forestal” o simplemente “incendios urbano-forestal”. En todo caso la realidad lleva implícita su propia denominación, territorios con naturaleza catastral distintas presentan una ocupación mixta, combinada o yuxtapuesta. El concepto que describe la definición de este tipo de emergencia no es más que, “todo fuego que evoluciona propagándose a través de la vegetación y de los combustibles que se encuentran en las zonas ocupadas de forma combinada por viviendas y ecosistemas forestales”. En el caso de ser complicada la diferenciación de naturaleza urbana y de naturaleza vegetal, se acaban identificando como intermix.

Además de la claridad conceptual en la definición es necesario identificar la significación y el alcance en importancia de los siguientes factores en el paisaje objeto del estudio, debiéndose por tanto buscar la respuesta a

- qué representa la combustibilidad de las coberturas forestales presentes,
- qué interdependencia existe entre los combustibles existentes y los asentamientos presentes,
- qué tipo de distribución de las viviendas se identifican en el territorio,
- qué densidad poblacional define el territorio y cuál es su distribución espacial,
- qué nivel social y económico caracteriza a la población residente,
- qué conformación topográfica caracteriza el territorio,
- qué tipos y densidad de accesos se localizan,
- cuál es la naturaleza legal de las urbanizaciones presentes,
- qué dificultad en las operaciones de extinción pueden condicionar las intervenciones

y finalmente

- qué cuantificación espacial y temporal presenta el riesgo y la vulnerabilidad.

Otro de los conceptos que juegan con importancia en el proceso decisional de la gestión de este tipo de emergencias es el de “incertidumbre”. Se entiende como el grado de desconocimiento en relación con una condición o situación futura, es decir un evento del que no se conoce la probabilidad de que ocurra. El grado de incertidumbre puede estar derivado bien por la ausencia de información o por el desacuerdo en la calidad de información, lo que representa ausencia de garantías ante la credibilidad de la información disponible. La gestión de este tipo de emergencias en ambiente de incertidumbre genera falta de seguridad y condiciona considerablemente la toma de decisión, afectando a la calidad eficiente en la búsqueda de soluciones en el tratamiento de la emergencia.

El extremo opuesto al de la incertidumbre, es el del conocimiento disponible. Siguiendo el principio físico de los vasos comunicantes y el equilibrio de presiones, se puede clarificar la relación de interdependencia en direcciones opuestas entre la incertidumbre y el conocimiento, es decir a mayor incertidumbre menor conocimiento y viceversa. Ello lleva el establecimiento de una sentencia de importantes consecuencias en la gestión estratégica de este tipo de emergencias. El conocimiento proporciona seguridad decisional, en este sentido el camino está dirigido hacia la consecución del establecimiento de las respuestas eficientes a la emergencia, y pasa concretamente por adquirir el conocimiento y con él las capacidades y habilidades operacionales para reducir la presión de la presencia de los incendios de carácter urbano forestal. En esencia el programa de defensa, para su diseño y establecimiento, requiere de una parte, de la capacitación y entrenamiento en la resolución de estas emergencias, y por otra del desarrollo de guías procedimentales, acompañado del conocimiento apriorístico de la realidad del paisaje y la edición de las correspondientes normativas legales.

Antecedentes históricos.

En lo que se refiere a España y para entender y poner en dimensión la importancia de la presencia de las emergencias por incendios de carácter urbano forestal, es necesario acudir al reconocimiento de las pautas socioeconómicas que, a lo largo de los períodos decenales, explican la generación de la problemática de los incendios de interfaz por sí, y desde la demografía, los movimientos poblacionales, los desarrollos económicos y las repercusiones del llamado estado de bienestar en las capacidades de consumo y disponibilidad de viviendas. Desde los años cincuenta del siglo veinte, con 28,7 millones de habitantes, la evolución de la población ha hecho que dicha cifra alcance los 46,7 millones en el 2018 (figura 1). Entre los años 1960 y 1981, la mayor tasa de crecimiento poblacional, en promedio anual superior a 0,2 (20%), se situó en las provincias localizadas en el arco mediterráneo, Madrid y el País Vasco, con carácter fundamental.

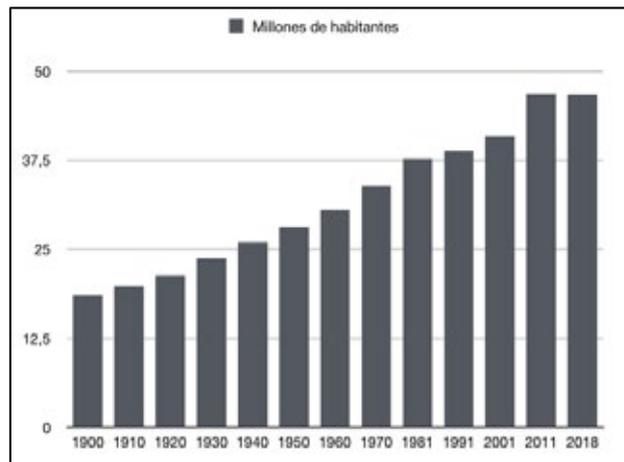


Figura 1. Evolución de la población en España.

Fuente: Instituto Nacional de Estadística. Elaboración propia

Esta tasa pone de manifiesto el movimiento poblacional que sirvió de antesala a la consolidación de la presión urbanística de final del siglo XX e inicio del XXI, y que, acompañado del incremento del poder adquisitivo, más la expansión del negocio hipotecario, potenció el desarrollo urbanístico de espaldas a las consecuencias que a la larga generó un crecimiento y diseminación de viviendas en áreas con una marcada belleza escénica forestal. Como referente de esta realidad, basta comparar lo que representó el cómputo total de las exportaciones e importaciones como porcentaje del producto interior bruto en 1976 con un 30%, llegando a superar el 62% en el año 2015. El paisaje gallego en la actualidad viene a mostrar la alta atomización de las viviendas inmersas en una intensa densificación de construcciones con una gran ocupación territorial. Esta alta densidad conforma un complejo entramado con las coberturas forestales, constituyendo imágenes en mosaicos en las que, en muchas ocasiones la vulnerabilidad de las concentraciones humanas resulta ser altamente peligrosa, ante el desarrollo de propagaciones de fuego de alta a extrema intensidad (figura 2).

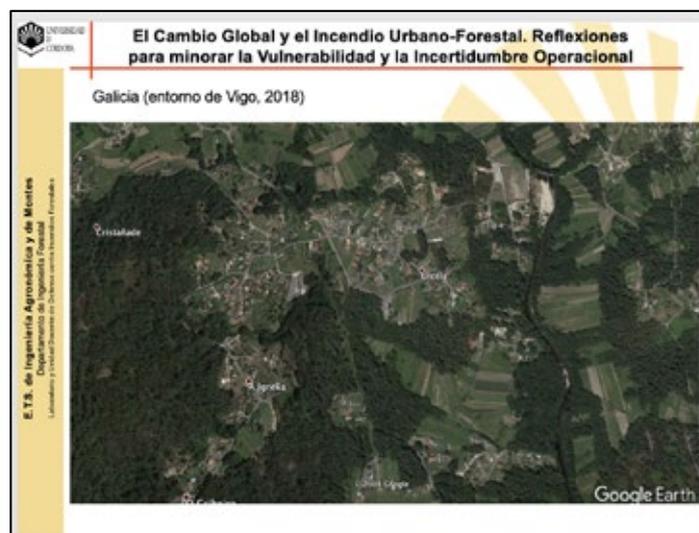


Figura 2. Imagen aérea del entorno de Vigo (2018)

Esta capacidad de consumo, en parte por el capital circulante y el incremento de la capacidad de endeudamiento, facilitó la respuesta al crecimiento urbanístico, en la mayoría de los casos, carente de toda planificación preventiva de cara a los riesgos y peligros derivados de la convivencia en entornos con fuerte cobertura vegetal envolvente, altamente inflamable y cuya combustibilidad se ha puesto de manifiesto en las ya numerosas situaciones vividas, las capacidades expansivas de propagación y emisión energética de los incendios, con fatales consecuencias.

Incendios registrados recientemente, ponen de manifiesto la complejidad del problema,

Coín, año 2012 (Málaga). Con un balance de tres fallecidos, 8.225 hectáreas arrasadas de seis municipios: Coín, Alhaurín el Grande, Mijas, Marbella, Ojén y Monda, (4.000 personas evacuadas, más de 200 viviendas afectadas y daños valorados en varios millones de euros)

Mazagón, año 2017 (Huelva), con más de 9.450 ha recorridas por el fuego afectando al entorno de Doñana y con fuerte impacto en la población residente

Andilla y Cortes de Pallás, año 2012 (Valencia)

Carcaixent, año 2016 (Valencia)

San Andrés de Comesaña, Carballada de Avia, Ponteareas, Nespereiras, entre otros registrados en Galicia (2017).

Monchique, año 2018. Con más de 20.000 ha afectada en la zona del Algarve en Portugal

Cerro Mariposa (Valparaíso) año 2014. Chile

Fort McMurray, año 2017 acaecido en Canadá. Más de 70.000 personas evacuadas

Conflagración de incendios en la región del noroeste de Atenas, año 2018.

Mendocino, año 2018. En California con más de 120.000 ha afectada y 120 residencias perdidas.

La historia estadística de los registros de incendios forestales acaecidos a nivel mundial cuenta en su archivo documental, numerosos episodios de incendios con fatales consecuencias en relación con las poblaciones y propiedades afectadas. Recientes publicaciones aportan interesantes reflexiones sobre los aspectos socioeconómicos que este tipo de propagaciones del fuego vienen a representar, incorporando perspectivas desde diferentes puntos de vista, pero sin perder las connotaciones sociales y de ordenación del paisaje que esta compleja problemática encierran (figura 3).

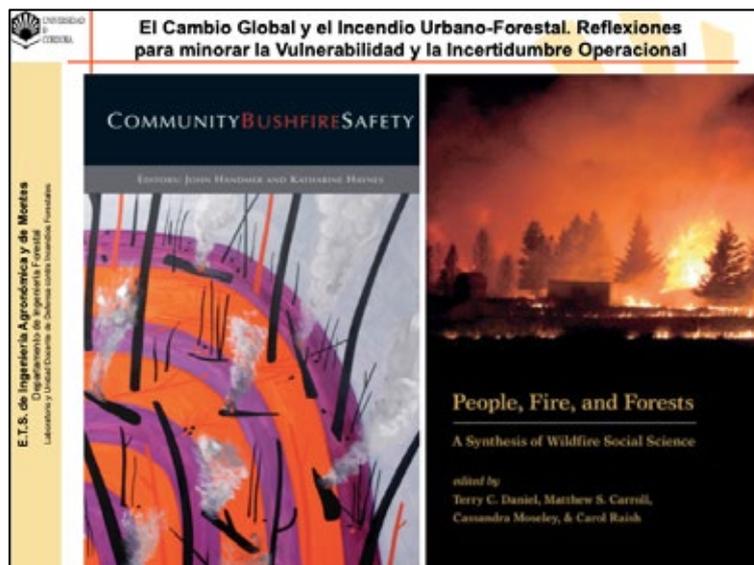


Figura 3. Portadas de las publicaciones referidas

Generación del problema.

Con independencia de la actual realidad climática, cuyos efectos son ya conocidos en los incrementos e intensificación de las propagaciones de los incendios, y desde el punto de vista del análisis del origen del problema, se puede afirmar que los cambios globales en relación con los movimientos y decisiones de la sociedad, tanto rural como urbana, constituyen un indiscutible punto de partida para el estudio del porqué de este tipo de incendios. Como ya se reflexionó anteriormente, factores asociados con el desarrollo económico, entre los que se pueden citar:

- el mayor poder adquisitivo de las familias, permitiendo el acceso a segundas viviendas tanto en las áreas del interior, como del litoral
- la ubicación de urbanizaciones en áreas de una especial belleza escénica
- cambio del modelo de hábitat vertical por el modelo horizontal
- opciones urbanísticas expansivas con:
 - adecuada planificación espacial (en el menor número de los casos)
 - con inadecuada planificación en términos de vulnerabilidad frente al impacto de los incendios urbano-forestales.
 - fraccionamiento de la propiedad del suelo, con fines de reparto entre herederos, lo que genera un incremento en la atomización

Esta realidad de cambios presenta en la actualidad, con independencia de las características impuestas por las peculiares locales, un conjunto de puntos en común que identifican los alcances y dimensiones de la problemática de este tipo de emergencias. Entre los principales se pueden citar los siguientes:

- urbanizaciones ilegales en cinturones de áreas urbanas e industriales
 - escasa densidad y deficiente calidad de viales
 - deficientes e ilegales enganches de energía eléctrica
 - ausencia de áreas libres con potencial para la realización de evacuaciones
 - inexistencia de red de hidrantes
 - inadecuados materiales de construcción

- inadecuado ajardinamiento
 - inadecuado comportamiento y hábitos sociales
- incumplimiento de la legislación (Directriz Básica de Protección Civil para Emergencias por Incendios Forestales, carencia de Planes de Autoprotección)
concentración de viviendas marginales (ocupación ilegal del suelo)

La confluencia de un conjunto de comportamientos y decisiones humanas, carentes de planificación y de espaldas al creciente peligro y riesgo de intensas propagaciones del fuego en este tipo de incendios, y el continuado crecimiento de las coberturas vegetales, con escasa o incluso nula gestión de ordenación preventiva, constituye en esencia la generación y mantenimiento de un problema que ya ha alcanzado cotas de extrema importancia.

Evaluación y diagnóstico.

El problema de los incendios de interfaz urbano-forestal requiere de análisis y evaluación, siempre con una visión local, de las complejidades diferenciales que presenta el paisaje al que pertenece el asentamiento poblacional. La determinación espacial del grado de heterogeneidad que aquel presenta es la primera vía para el conocimiento diferenciado de la magnitud potencial de la vulnerabilidad de las diferentes formas de concentraciones de poblacionales presentes. Será a partir del conocimiento adquirido, cuando se ha de proceder al establecimiento de prioridades defensivas. El estudio de la vulnerabilidad requiere de la evaluación de los daños potenciales y efectos no deseados que, con un enfoque probabilístico, puede llegar a generar el incendio que afecte a una zona en la que coexisten edificaciones y coberturas vegetales.

Para abordar este estudio se pueden aplicar diferentes metodologías, pero todas ellas han de estar basadas en la identificación previa de los factores que condicionan las propagaciones del fuego en los dos escenarios fundamentales:

- de las envolventes forestales hacia los asentamientos poblacionales
- entre los propios asentamientos poblacionales

Cualquier análisis y toma de decisiones que, con cierto grado de inmediatez, quiera ser tomado y aplicado, sin haber considerado el estudio del paisaje a partir de la realidad que aporta el desplazamiento espacial del fuego en los dos escenarios anteriormente indicados, correrá el peligro de generar confianza en las medidas que lleguen a ser aplicadas, con las graves consecuencias de no haber conseguido preparar la zona en cuestión para reducir el impacto y proteger la vida y propiedades de las poblaciones presentes.

La integración de índices con finalidad descriptiva, tanto de forma cuantitativa, como cualitativa, en algoritmos evaluadores con capacidad para sintetizar la información procedente de múltiples variables, permite abordar el conocimiento del problema en profundidad, y en función de ello, aplicar soluciones viables a lo largo del tiempo. En este sentido el reconocimiento territorial que ayuda a recoger información sobre el estado y la tipología de la vegetación, el terreno y su influencia topográfica, la historia de la meteorología local, así como todo lo relacionado con la naturaleza y distribución espacial de los asentamientos

poblacionales, facilitará la identificación y cuantificación de las variables de mayor relieve en la descripción de los escenarios en los que potencialmente se puede propagar el fuego.

Índices evaluadores del **peligro potencial** de comportamiento del fuego, así como de la **dificultad de extinción** (Rodríguez y Silva et al. 2014), de forma conjunta con el análisis del **riesgo estructural** asociado a las urbanizaciones y construcciones presentes, ayudan a determinar de forma numérica la evaluación de una variable de conjunto denominada “complejidad IUF”, que recoge de forma espacial la complejidad operacional de las acciones de supresión de incendios de carácter urbano-forestal. En la evaluación del riesgo estructural deberá ser tenido en cuenta la distribución de los asentamientos poblacionales, ya que ello condiciona de forma diferenciada la planificación estratégica de las actividades de extinción y protección de los habitantes.

En este sentido siempre será necesario identificar en el territorio el grado de dispersión o de concentración que presentan las viviendas. Por otra parte, y en lo referentes al riesgo estructural será necesaria diagnosticar los riesgos que presentan las viviendas de forma independiente, la urbanización y el comportamiento poblacional. Éste último en la doble faceta de comportamientos relacionados con los hábitos y formas de desenvolvimiento vital en el territorio, y en las reacciones ante la amenaza y el peligro que llega a generar la proximidad y el avance de las llamas (figura 4).

El Cambio Global y el Incendio Urbano-Forestal. Reflexiones para minorar la Vulnerabilidad y la Incertidumbre Operacional

4.- Procedimiento para la evaluación y el diagnóstico

Para abordar de forma adecuada la problemática de los incendios forestales de **INTERFAZ** es necesario evaluar las zonas del territorio que presentan una mayor vulnerabilidad y conflictividad

Conflictividad WUI = 0,25 IPP + 0,30 IDEX + 0,45 IRE

(Laboratorio de de Defensa contra Incendios Forestales del Departamento de Ingeniería Forestal de la E.T.S. Ingenieros Agrónomos y de Montes. (Febrero, 2007))

- Índice de Peligro Potencial (IPP)
- Índice de Dificultad de Extinción (IDEX)
(Comportamiento energético frente a las oportunidades de extinción)
- Índice de Riesgo Estructural (IRE)

↓

Índice de Riesgo Estructural (IRE) está compuesto por tres factores ponderados en función de su importancia:

- RV: Factor de riesgo de vivienda (25%)
- RU: Factor de riesgo de urbanización (60%)
- RC: Factor de riesgo de comportamiento poblacional (15%)

Figura 4. Conflictividad WUI (Rodríguez y Silva, 2014, 2017)

Un ejemplo de estudio y análisis de la vulnerabilidad de áreas urbano-forestal desde el punto de vista del impacto de los incendios forestales, puedes ser consultado en la publicación generada en el proyecto de cooperación internacional “Adaptación del modelo SEVEIF a la provincia de Valparaíso (Chile), financiado por la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID) (Rodríguez y Silva Fco., y Julio Alvear G. 2010, coordinadores) (enlace para su descarga:

<http://franciscorodriguezysilva.com/laboratorio/proyecto-seveif/>).

La integración algorítmica de la **peligrosidad potencial** y la **densidad poblacional** proporciona información por cada celda de análisis, en relación con la toma de decisión estratégica de cara a priorizar la gestión de los combustibles forestales, frente a la evacuación/confinamiento de la población o viceversa. En todo caso, la consideración combinada de ambos índices ayuda a identificar el grado de priorización en la información que reporta cada uno de ellos. En esta línea relativa a la integración de índices evaluadores, no hay que olvidar la evaluación económica que de carácter potencial ayuda a interpretar los efectos perturbadores que sobre los recursos naturales y las propiedades puede llegar a generar el desarrollo espacial de los incendios. La incorporación en la evaluación y diagnóstico de las propagaciones y sus efectos en el cambio neto en el valor de los recursos naturales y patrimoniales aporta información de relieve en la priorización de la defensa en las áreas de carácter urbano-forestal. La modelización de algoritmos que sintetizan la información y su conversión en herramientas de cálculo y simulación, constituyen una avanzada ayuda en la toma de decisión (Rodríguez y Silva at al. 2014, 2017).

Trabajos realizados gracias a las ayudas presupuestarias facilitadas por instituciones y agencias pertenecientes, tanto a la Administración del Estado como de las CCAA, están ofreciendo guías procedimentales y metodologías para tipificar y clasificar el estado de las áreas que se encuentran bajo la denominación de interfaz urbano-forestal. El estudio básico para la protección contra incendios forestales en la interfaz urbano-forestal realizado por Tecнома con la financiación del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino en el año 2005, ha permitido contar con un marco de referencia del estado del problema en España. De igual modo instituciones privadas como la Asociación Española de Sociedades de Protección contra Incendios (Tecnifuego) viene impulsando el desarrollo de foros, talleres y seminarios, de los que se derivan publicaciones que recogen experiencias y orientaciones en la búsqueda de soluciones estratégicas para mitigar la problemática de incendios de carácter urbano-forestal.

En relación con la bibliografía especializada en español que en esta temática en los últimos años se ha ido generando, se pueden indicar desde manuales técnicos de ingeniería de la resistencia frente al fuego como “Los edificios en los incendios de interfase urbano forestal” (Catalina Mimendi M. A. 2014), hasta los libros electrónicos de los tres talleres sobre lecciones aprendidas de los incendios forestales realizados en la Universidad de Córdoba los años 2010, 2014 y 2018 (Rodríguez y Silva Fco. Editor), en los que se recogen experiencias vividas en este tipo de escenarios. Publicaciones en inglés tales como “People, Fire and Forests” (Daniel et al. 2007), “Community Bushfire Safety (John Handmer y Katharine Haynes, editors. 2008), “Firestorm: Trial by Fire” (Clack ,2003), aportan interesantes perspectivas sobre la realidad de esta problemática en el contexto de los países referidos, concretamente Estados Unidos y Australia.

Planificación preventiva y operativa versus reducción de la incertidumbre.

La información derivada de los estudios de evaluación y diagnóstico abre el camino para la aplicación de la ingeniería ejecutiva. En este sentido la planificación de las actuaciones preventivas, con la implantación de medidas de ordenación del combustible forestal, medidas

de concienciación y cultura de la emergencia, así como la incorporación de medidas correctoras de resistividad de las edificaciones y sus entornos, permiten abordar la gestión de la defensa de un territorio de interfaz con la importante reducción de la incertidumbre. De acuerdo con esto, se puede decir que los escenarios de trabajo pueden responder a dos situaciones.

- 1) una primera en la que el problema se centra en la **ordenación de nuevas áreas a urbanizar**. En este caso las medidas han de estar basadas en el diagnóstico previo del peligro y del riesgo, el adecuado diseño y planificación constructiva, así como la incorporación de las necesarias medidas que garanticen la seguridad y la eficiente protección poblacional.
- 2) La segunda situación se corresponde con la realidad de las **áreas ya urbanizadas**. Sin duda de mayor complejidad y dificultad, dado que es posible encontrar problemas de asentamientos en relación con la localización y densidad de las edificaciones que no pueden ser modificadas y requieren de soluciones basadas en evitar el contacto de las propagaciones del fuego con estas zonas, así como la gestión poblacional en ambientes de emergencia (pánico, ansiedad, entropía decisional, etc.).

Ante este tipo de circunstancias, las actividades encaminadas a la prevención deben incluir estrategias de reducción de la peligrosidad y minoración de la vulnerabilidad, basadas en la *gestión de los combustibles envolventes, de forma combinada con la educación social y los necesarios cambios de hábitos*. En este sentido la difusión de trípticos de orientación y gestión de la autoprotección, fortalecido por la implementación y mantenimiento de los planes de autoprotección comunitarios incrementan las posibilidades de la *protección pasiva*, en tanto que la *protección activa* directamente relacionada con la fase operacional de la extinción, requiere de los correspondientes estudios y análisis de la dificultad de extinción, la implementación de planes operacionales capitalizados en base a simulaciones de entrenamiento y ensayos organizativos. Finalmente, la determinación de las estrategias de gestión de poblaciones, la dotación de infraestructuras de apoyo a la extinción y la adecuación de los equipos y materiales, constituyen la base para la preparación de estas zonas desde los puntos de vista de la estrategia operacional y de la seguridad.

Otra de las líneas de extraordinaria importancia de cara a la reducción de la incertidumbre e incremento de la salvaguarda operacional es la **“capitalización de la experiencia”** (Rodríguez y Silva y Delaitre 2001). De acuerdo con ello la definición de la experiencia pasa, ante todo, por la investigación de los planes de extinción registrados, el análisis y la comprensión de los resultados alcanzados en los mismos, permitiendo extender posteriormente lo aprendido y reconocido hacia lo que se denomina la “memoria objetivo y de grupo”. Esta actividad requiere aprender las lecciones derivadas de las vivencias, interiorizarlas y evitar el efecto borrado que a veces impone el transcurso del tiempo, lo que en vez de lecciones aprendidas genera lecciones olvidadas.

De acuerdo con estas reflexiones y en la línea del aprendizaje sobre los escenarios operacionales acontecidos, se indica a continuación la experiencia derivada del incendio “Waldo Canyon Fire”, en el que iniciado el día 23 de junio de 2012, destruyó 346 viviendas y hubo dos víctimas, (Colorado Springs. Estados Unidos). De este evento, ha sido realizada una

publicación denominada "A case study of a community affected by the Waldo Fire, event timeline and defensive actions, por el National Institute of Standards and Technology (NIST technical Note 1910), en el que se incluye una muy interesante metodología relacionada con la reconstrucción de escenarios de operaciones de interfaz urbano-forestal y los protocolos a realizar para realizar el aprendizaje constructivo a partir de las experiencias y decisiones aplicadas (figura 5).

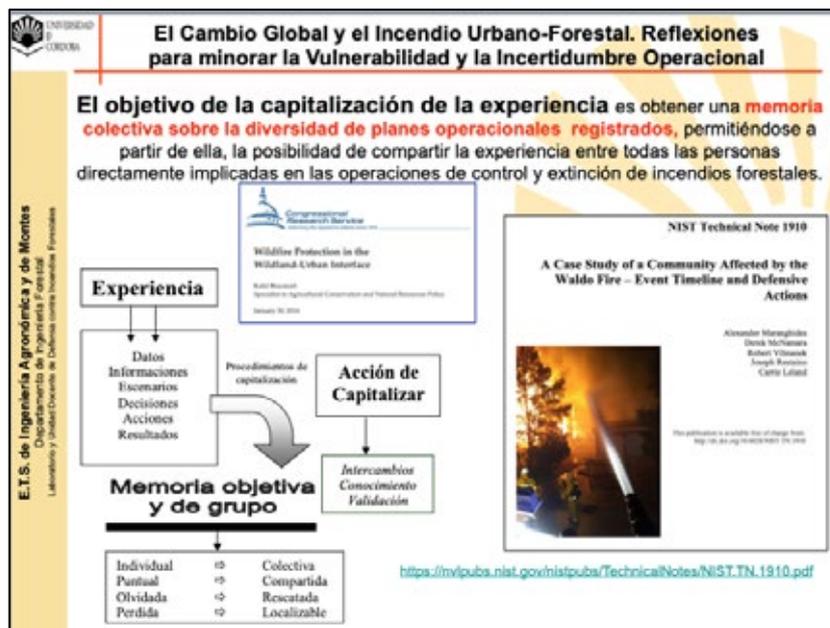


Figura 5. Capitalización de la experiencia

Los resultados de la *capitalización de la experiencia*, permite retroalimentar y ajustar los protocolos de gestión del territorio y operacionales, incrementa las referencias en relación con los entrenamientos capacitivos y actualización de los métodos de extinción, aporta garantías en relación con la ejecución de planes operacionales, proporciona de igual modo habilidades en el control emocional, la educación de la conducta individual y de grupo en la resolución de emergencias y ayuda a trabajar en escenarios con mayor certidumbre. Determinadas teorías y modelos relacionados con la productividad, la resolución de conflictos, el control de procesos y el diseño de organizaciones, ayudan a establecer procedimientos de análisis de la planificación, que conducen entre otros resultados, al fortalecimiento del proceso relacionado con la responsabilidad en la dirección de extinción y la toma de decisiones.

El proceso de la retroalimentación en la toma de decisiones requiere, por tanto, de una clara línea de flujo cuyo recorrido ha de contemplar el siguiente itinerario: a) diagnóstico del problema, b) captura y obtención de la información, c) desarrollo de las opciones, d) experimentación de las posibles soluciones, e) análisis de las restricciones, f) evaluación de las opciones, g) toma de decisión, h) aplicación y i) capitalización de la experiencia.

Finalmente, indicar que, en el marco de la toma de decisiones relacionada con la defensa y protección de las áreas de interfaz urbano-forestal, es importante, en aras de la

búsqueda de soluciones eficientes (Rodríguez y Silva Fco. y González-Cabán A. 2016), clasificar el territorio en *escenarios de certeza operacional*, de *riesgo operacional* y de *incertidumbre operacional*. Ello sin duda alguna, ayuda a determinar apriorísticamente el ratio de productividad, “*como relación entre los objetivos alcanzables y los medios disponibles, enmarcado bajo la seguridad poblacional y de los combatientes*”. De esta forma la identificación de las perturbaciones que puedan llegar a generar cambios en las estrategias operacionales puede quedar previamente determinada, evitándose con ello la inversión de la certidumbre hacia escenarios en ambientes confusos (figura 6).



Figura 6. Determinación del ratio de productividad

La resolución decisional en el diseño del plan operacional, manteniendo una atención dual en relación con la clara identificación del motor de las propagaciones y las prioridades de la protección poblacional y patrimonial, afianza de forma considerable la elección de la adecuada estrategia operacional. La aplicación de herramientas de optimización, que llegan a conjugar la comparación de estrategias operacionales con los correspondientes resultados en relación con las dificultades de extinción, los valores económicos salvados y la protección de la población (programa VisualSEVEIF; <http://franciscorodriguezysilva.com/laboratorio/software/>), (figura 7), brindan, en el estudio y diseño de soluciones defensivas de estos espacios, oportunidades solventes para respaldar la actuaciones a realizar para mejorar y garantizar la protección integral de los escenarios definidos por el interfaz urbano-forestal.

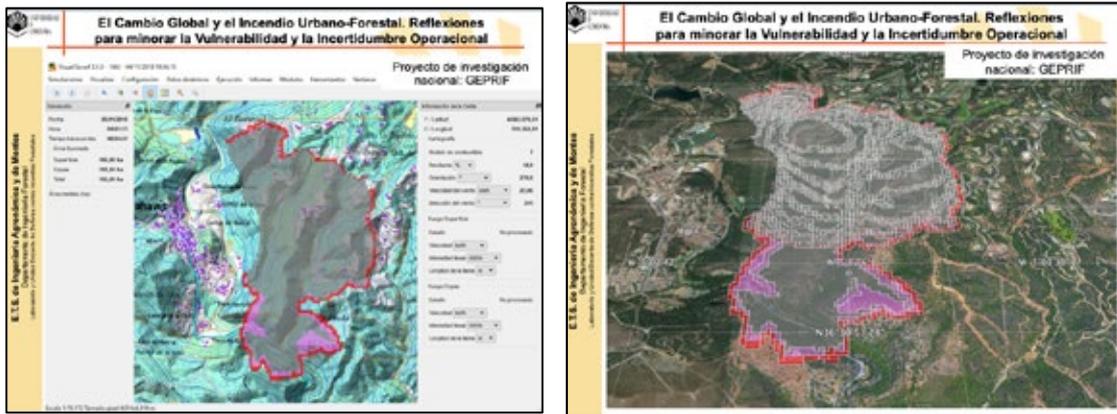


Figura 7. Estudio del paisaje para la reducción de la incertidumbre operacional. Programa VisualSEVEIF

Bibliografía

Catalina Mimendi MA 2014. Los edificios en los incendios de interfase urbano forestal. Editorial Proteo. ISBN-10: 84-616-6586-4

Clack P. 2003. Firestorm, Trial by Fire. John Wiley & Sons Australia, Ltd. ISBN: 1-74031-075-6

Daniel TC, Carroll MS, Moseley C, Raish C. 2007. People, Fire and Forests, a Synthesis of Wildfires Social Science. Oregon State University Press. ISBN-10: 0-87071-184-9

Handmer JY, Haynes K.(Eds).2008. Community Bushfire Safety. CSIRO Publishing. ISBN: 9780643094260

Instituto Nacional de Estadística. 2018. La evolución de la población española.,. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176951&menu=ultiDatos&idp=1254735572981

Maranghides A., McNamara D., Vihnanek R., Restaino J., Leland C.; 2005. A Case Study of a Community Affected by the Waldo Fire – Event Timeline and Defensive Actions. NIST Technical Note 1910. <http://dx.doi.org/10.6028/NIST.TN.1910>

Rodríguez y Silva F, Delaitre S. 2001. Capitalización de la experiencia para la lucha contra los incendios forestales. Revista Incendios forestales nº 4. Edita FOREX. <https://incendiosforestales.com/revistas/incendios-forestales-no4>

Rodríguez y Silva F, Julio Alvear G. (Eds.) 2010. Adaptación del modelo SEVEIF a la provincia de Valparaíso (Chile). Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID). Libro electrónico. http://francisorodriguezysilva.com/laboratorio/libro/Libro_SEVEIF.pdf

Rodríguez y Silva F, González-Cabán A. 2016. Contribution of suppression difficulty and lessons learned in forecasting fire suppression operations productivity: A methodological approach. Journal of Forest Economics, 25, pp.149-159.

Rodríguez y Silva F, Molina JR, Rodríguez J. 2014. The efficiency analysis of the fire control operations using the VISUAL-SEVEIF tool. Advances in Forest Fire Research. http://dx.doi.org/10.14195/978-989-26-0884-6_210

Rodríguez y Silva F, Molina JR, González-Cabán A. 2014. A methodology for determining operational priorities for prevention and suppression of wildland fires. International Journal of Wildland Fire 23, 544-554.

Rodríguez y Silva F.(Ed.) 2010. Taller Lecciones Aprendidas en los Grandes Incendios Forestales. Sociedad Española de Ciencias Forestales-Universidad de Córdoba-Junta de Andalucía. <http://www.secforestales.org/grupos/fuegos-forestales>

Rodríguez y Silva F. (Ed.) 2014. II Taller Lecciones Aprendidas de los Incendios Forestales. Sociedad Española de Ciencias Forestales-Universidad de Córdoba-Junta de Andalucía. <http://www.secforestales.org/grupos/fuegos-forestales>

Rodríguez y Silva F(Ed.) 2017. Ordenación y Defensa del Paisaje Forestal Frente a Incendios. Máster oficial en INCENDIOS FORESTALES, CIENCIA Y GESTIÓN INTEGRAL. <http://www.masterfuegoforestal.es/>

Rodríguez y Silva F (Ed.) 2018. III Taller Lecciones Aprendidas de los Incendios Forestales. Sociedad Española de Ciencias Forestales-Universidad de Córdoba-Junta de Andalucía. <http://www.secforestales.org/grupos/fuegos-forestales>

Simon HA 1997. A Study of Decision-Making Processes in Administrative Organizations. Administrative Behavior, fourth edition. The Free Press. ISBN: 0-684-83582-7

La inflamabilidad de combustibles vegetales en la interfaz urbano-forestal: propuestas para mejorar los índices de riesgo en el Noroeste peninsular

Javier Madrigal*, Mercedes Guijarro, Carmen Hernando

INIA, Centro de Investigación Forestal, Dpto. de Dinámica y Gestión Forestal, Laboratorio de Incendios Forestales. Ctra. Coruña km 7,5, 28040 Madrid.

*incendio@inia.es

iuFOR. Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenibles uVA-INIA

Introducción

Las escalas de trabajo para definir el riesgo y la vulnerabilidad en la interfaz urbano-forestal (IUF) implican una planificación en: (1) la macroescala o entorno forestal de la zona habitada (2) la mesoescala o entorno inmediato del área urbana o rural y (3) la microescala o parcela urbanizada con presencia de vegetación en torno a la vivienda (<https://wuiwatch.org/>). En todas ellas es fundamental la evaluación de la inflamabilidad de la vegetación y la modelización de los combustibles forestales. La descripción y cartografía de la macroescala necesita un conocimiento detallado del comportamiento potencial del fuego que pueda impactar contra el área habitada. A su vez es fundamental conocer la relación entre la agregación de la vegetación y las zonas habitadas para obtener una caracterización adecuada de las tipologías de IUF. En este sentido, en los últimos años, se ha trabajado desde distintas aproximaciones, siendo el programa WUImap[®] desarrollado en el proyecto europeo FIREPARADOX (<http://www.fireparadox.org/>) y posteriormente extendido como programa RUImap[®] en el proyecto FUME (<http://fumeproject.uclm.es/>), el sistema más completo para caracterizar la IUF en Europa, estableciendo de esta manera 12 tipologías diferentes. El programa ha sido testado en diversas comarcas y regiones del Sur de Europa con buenos resultados y las salidas del mismo permiten establecer las relaciones directas de la tipología de interfaz con el régimen de incendios (Madrigal et al. 2013a ; Chas-Amil et al. 2013) de tal forma que se pueden priorizar acciones en aquellos tipos de interfaz más vulnerables a los incendios, al menos estructuralmente, con el régimen actual del fuego. Si se realizan modelizaciones en diversos escenarios se podría inferir la vulnerabilidad a regímenes de incendio futuros (Madrigal et al. 2017).

En la mesoescala (fajas perimetrales de protección) y la microescala (parcelas) se requiere un estudio más exhaustivo a nivel de estructura de la vegetación y especies presentes puesto que todas ellas son el inicio potencial de nuevos focos de ignición por causa de pavesas y focos secundarios que ponen en riesgo cualquier estrategia de planificación de la extinción y de autoprotección de las viviendas. Trabajar en la macroescala y la mesoescala implica generar cartografía de riesgo, exposición y

vulnerabilidad, y trabajar en la microescala implica también establecer estrategias concretas de ubicación del material inflamable entre las que se encuentra una adecuada gestión de la vegetación dentro de las parcelas o propiedades para evitar daños a los edificios (“*pyrojardinería*”). Ello implica la elaboración de *rankings* de especies en cuanto a su comportamiento inflamable que pueden hacer recomendables determinados grupos de especies frente a otras para los diferentes usos ornamentales, acompañados de recomendaciones sobre las distancias mínimas a las cuales puede ser recomendable su ubicación en las parcelas y su mantenimiento. Cabe destacar que la búsqueda de métricas comunes que permitan establecer estas clasificaciones de especies ha sido una preocupación constante del sector de la protección frente a incendios forestales. En los últimos años se vienen proponiendo una serie de metodologías basadas en ensayos de laboratorio de materiales vegetales que pueden contribuir a este proceso ya que se están utilizando dispositivos similares a los utilizados para caracterizar los materiales de construcción.

La gran problemática que plantea el Noreste peninsular en la gestión de la macroescala es que existe una alta proporción del territorio que se puede considerar, de hecho, interfaz urbano-forestal, por la estructura de propiedad y dispersión de la población en pequeños núcleos, casas y construcciones aisladas. Así en la Galicia costera la mayor densidad de población y edificaciones contrasta con la Galicia interior, con una presencia cada vez menor de población muy dispersa. Esto supone un reto desde el punto de vista de la planificación del riesgo y de la vulnerabilidad ya que la mayoría de los sistemas pensados al respecto implicarían situar en riesgo a prácticamente todo el territorio, cosa que sería inviable desde el punto de vista operativo. Por tanto, desarrollar metodologías y sistemas de información que permitan priorizar las actuaciones tiene una importancia, si cabe, mayor, en esta región peninsular en la que podríamos incluir Galicia, norte de Portugal y noreste de León y Zamora; éstas últimas con más similitudes con el interior de Galicia. El altísimo índice de incendiarismo en algunas parroquias y *concellos* indica también el reto social al que nos enfrentamos, en el que la arraigada cultura del fuego permanece en un territorio en el que el clima y la vegetación están cambiando, lo que nos lleva a incendios cada vez más severos y peligrosos para los ecosistemas y muy especialmente para la población.

Evaluación de la inflamabilidad: aplicaciones a la mesoescala y microescala

Las mayores aplicaciones de la caracterización de la inflamabilidad en la IUF son en la planificación de la mesoescala (entorno perimetral del área habitada) y la microescala (parcela con vivienda y/o construcción agraria). En el noroeste peninsular la mesoescala suele estar constituida por áreas agrarias, forestales y ganaderas que en los últimos tiempos están tendiendo al abandono o, al menos, a una disminución significativa en su intensidad de gestión. Todo ello, unido a las abundantes precipitaciones de la zona, sobre todo en las áreas más urbanizadas cercanas a la

costa, implica la proliferación de especies de matorral que presentan una alta inflamabilidad. La gestión de estos matorrales se viene haciendo de manera mecanizada allí donde la topografía lo permite, o mediante el uso de quemas prescritas o controladas. De manera ilegal estos matorrales son quemados también mediante quemas no autorizadas (fenómeno del incendiarismo) que es un comportamiento habitual en esta área, pero que en los últimos tiempos han desencadenado trágicos episodios como los sufridos en los años 2006 y 2017 en los que se produjeron serios problemas de protección civil con pérdida de vidas humanas.

En diferentes proyectos de investigación, como FIREPARADOX (<http://www.fireparadox.org/>) o INFOCOPAS (<http://infocopas.agripa.org/>), se ha analizado la inflamabilidad de matorrales del Noroeste peninsular en el túnel de viento del INIA (Madrigal et al. 2014). De igual forma, se ha evaluado la inflamabilidad de la vegetación y de los restos procedentes de diferentes tratamientos selvícolas en matorrales de Galicia (desbroce con trituración, desbroce y extracción, quema prescrita) a diferentes escalas (Madrigal et al. 2012, Marino et al. 2010, 2011, 2012, 2014). Los resultados obtenidos ratifican la alta inflamabilidad de los matorrales del Noroeste de España, incluso a los 3 años de haberse realizado el tratamiento. En cuanto a la inflamabilidad de los triturados se han mostrado también mucho más inflamables que los restos procedentes de desbroces con retirada de restos y quemas prescritas. Asimismo, se ha testado el potencial de inflamación del primer verticilo de ramas procedente de un frente de fuego de tojo (*Ulex parviflorus*) y se ha comprobado que es significativamente mayor que el predicho por el modelo clásico de Van Wagner (1977), aunque del mismo orden de magnitud que el predicho por el modelo de Cruz et al. (2004) (ver más detalles en Madrigal et al. 2013b). Esta serie de ensayos mostró que la carga de 2 kg/m² (20 t/ha) resulta una biomasa suficiente para que tenga lugar la subida del fuego del matorral a las copas, incluso con vientos moderados de 25-30 km/h.

En cuanto a los rankings de clasificación de especies por su inflamabilidad, en los últimos años se viene usando una nueva metodología (Madrigal et al. 2009, 2013c) que permite establecer clasificaciones fundamentadas no sólo en los tiempos de ignición (ignitabilidad), base principal para la elaboración de las listas existentes hasta la fecha (Elvira y Hernando 1989), sino teniendo en cuenta también el resto de los parámetros de la inflamabilidad: combustibilidad o velocidad de combustión, sostenibilidad o energía total emitida y consumibilidad o capacidad de combustión de la biomasa disponible. Estas variables medidas con mucho detalle durante los ensayos permiten conocer cómo es la combustión de una especie en condiciones de fuerte radiación procedente del frente de llama (25-75 kW/m²). Los resultados comparativos (Figura 1) ofrecen diferentes comportamientos para las especies típicas del Noroeste peninsular en comparación con otras especies mediterráneas.

Así, especies como el piorno o el tojo presentan combustibilidades muy altas con tiempos de ignición moderados. Sin embargo, otras especies como la carqueixa o el roble melojo o cerqueiro presentan tiempos bajos de ignición y combustibilidad de moderada a alta, en un valor intermedio entre la encina y la lavanda. En un grupo intermedio con tiempos de ignición en un amplio rango, pero moderada combustibilidad encontramos las coníferas (pinos, enebros) y jaras. Por tanto, para la carqueixa y el melojo o cerqueiro por su bajo tiempo de ignición y el tojo por su alta combustibilidad, especies muy frecuentes en la mesoescala en el Noroeste, debería ser prioritaria su gestión dirigida a reducir la probabilidad de aparición de focos secundarios (más probables en melojares o cerqueirales y carqueixares) o de generación de frentes de alta intensidad radiativa y convectiva (tojo). Este tipo de clasificaciones también se podrían establecer con estudios *ad hoc* para las especies más empleadas en la interfaz de manera que nos ayude a mejorar los índices de riesgo. La inclusión de *rankings* de ignitabilidad se ha mostrado eficaz para mejorar índices de riesgo en el sur de España (Molina et al. 2017), con lo que es previsible que índices más elaborados, basados en clúster de clasificación de especies donde se incluya el resto de parámetros de la inflamabilidad, incrementará la robustez de dichos índices en su aplicación práctica.

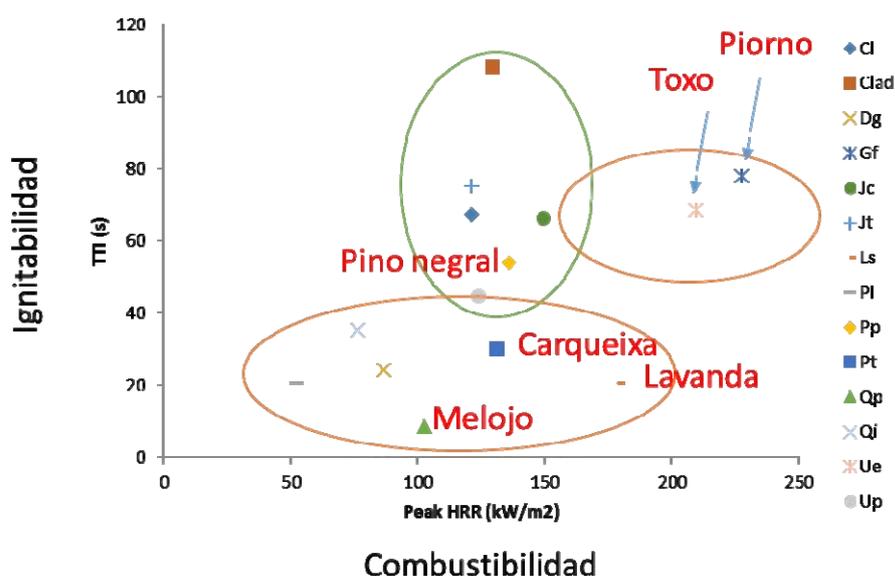


Figura 1. Clúster k-medias de clasificación de especies en tres categorías en función de su tiempo de ignición (ignitabilidad) y la tasa máxima de calor emitida (combustibilidad). Los ensayos se realizaron con calorímetro de pérdida de masa según la metodología propuesta en Madrigal et al. (2013c). Se unificó el contenido de humedad similar para todas las especies (~100%) expuestas a un flujo radiante de 50 kW/m². Se destacan por su nombre vulgar algunas de las plantas típicas de ecosistemas del NO. peninsular pertenecientes a los tres clúster seleccionados. Leyenda: Cl=*Cistus laurifolius*; Clad=*Cistus ladanifer*; Dg=*Daphne gnidium*; Gf=*Gesnista florida*; Jc=*Juniperus communis*; Jt=*Juniperus thurifera*; Ls=*Lavandula stoechas*; Pl=*Pinus halepensis*; Pp=*Pinus pinaster*; Pt=*Pterospartium tridentatum*; Qp=*Quercus pyrenaica*; Qi=*Quercus ilex*; Ue=*Ulex europaeus*; Up=*Ulex parviflorus*

Otra de las cuestiones importantes para determinar la inflamabilidad es el estado de humedad de los combustibles. La metodología propuesta permite comparar diferentes especies a similares estados de humedad o realizar el seguimiento de especies concretas según su fenología anual, introduciendo con ello el efecto dinámico de la humedad en los índices propuestos. De hecho, la humedad de las plantas presenta tanta más importancia para definir su inflamabilidad cuanto más se vea disminuida la radiación procedente del frente de llama, siendo la humedad tanto más irrelevante a radiaciones más fuertes (Madrigal et al. 2013c). Comoquiera que la presencia de discontinuidades en el entorno de zonas habitadas y, en general, la actuación de los medios de extinción suele hacer disminuir la intensidad del frente de fuego en áreas habitadas respecto al frente de llama en evolución libre, el mantenimiento del estado de humedad de los combustibles en la mesoescala y microescala será un factor importante para disminuir el riesgo de ignición y combustión de la vegetación que ponga en peligro las viviendas. Si a ello le añadimos una gestión adecuada de la distancia de la vegetación a la edificación, la autoprotección estaría garantizada o, al menos, la probabilidad de ignición en la vivienda, causada directamente por el fuego circundante, se vería muy reducida. En los resultados de los ensayos descritos se ha comprobado la necesidad de mantener la humedad de matorral por encima del 70-100% y de las copas del arbolado por encima del 150% para disminuir significativamente la probabilidad de ignición y propagación.

Recomendaciones para la gestión de la vegetación en la interfaz urbano-forestal basadas en estudios de inflamabilidad

Según los resultados descritos, demostrados con base científica, las recomendaciones para reducir el riesgo en la interfaz urbano-forestal del NO. peninsular las podemos resumir en:

Los combustibles muertos en Galicia están disponibles para arder incluso a humedades tan altas como del 20%, con lo que debemos asumir que presentan alto peligro desde la primavera al otoño a partir de las 48 horas sin lluvia, convirtiéndose en un factor que influye en el comportamiento del fuego pero que no discrimina la posible aparición de focos secundarios o comportamientos peligrosos para las viviendas o personas en la mesoescala y microescala.

Con humedad de los combustibles vivos por debajo del 70% los matorrales en el Noroeste peninsular presentan una alta probabilidad de ignición, con lo que puede ser un buen indicador de peligro alto en áreas de interfaz urbano-forestal, sobre todo en las masas de matorral de mesoescala o áreas de cultivos abandonadas cerca de las edificaciones y viviendas. Este valor podría aplicarse

a setos en el entorno de viviendas, tanto más en aquellas especies que además acumulen material muerto en el interior de la planta.

La presencia de cargas de combustible de más de 20 t/ha de matorral en la mesoescala pone en grave peligro a las edificaciones colindantes y supone un grave riesgo de subida de fuego a las copas en caso de presencia de arbolado. Este riesgo será tanto mayor si la discontinuidad entre el matorral y el primer verticilo de ramas es menor de 2-3 m. Por tanto, es especialmente peligrosa para la población la presencia de masas arboladas sin gestionar con matorral abundante bajo copas que se encuentren a una edad reducida dentro del turno o con una densidad intermedia que favorezca la entrada de luz y la aparición de ramas bajas vivas o ausencia de poda natural. En estas masas se debe plantear seriamente la introducción de las quemas prescritas bajo arbolado como única alternativa posible en muchas zonas de difícil o imposible mecanización.

Las áreas de matorral puras o mixtas de tojo, carqueixa y brezal tratadas de forma mecánica o con quemas prescritas presentan, a partir de los 3-5 años de la intervención, una inflamabilidad similar a que tenían antes del tratamiento. Por tanto, es un reto mantener estas masas con cargas menores a 10-15 t/ha, al menos en el entorno de zonas urbanas y rurales, para lo cual puede ser necesario el uso de todas las técnicas de gestión del combustible viables o la combinación de varias de ellas: desbroce y trituración mecanizada; pastoreo y quema prescrita.

Se pueden obtener *rankings* y clasificaciones de especies basadas en ensayos de laboratorio que mejoran los índices de riesgo. Si a ello podemos añadir la combinación de datos de laboratorio y campo, los índices serán más robustos, abriendo la puerta a nuevas métricas que ayuden a planificar la gestión de la vegetación en la mesoescala y la microescala mediante el uso de indicadores entendibles por los expertos en planificación urbanística. Esto dificulta las generalizaciones y, aunque se pueden llevar a cabo recomendaciones generales, parece necesario el desarrollo de índices locales que respondan adecuadamente a la realidad urbanística, rural y forestal de cada zona.

La tecnología satelital puede contribuir de manera significativa en la mejora de los índices para convertirlos en verdaderos índices dinámicos, recogiendo los cambios en la fisiología de las plantas y por ende en su inflamabilidad y potencial energético en caso de ignición de plantas en el entorno de viviendas. Esto es especialmente crítico en la caracterización de los setos por lo que conllevan de peligrosidad a la propia vivienda y a la propagación a viviendas colindantes. Este problema hasta ahora no era frecuente en Galicia porque no era usual el uso de setos, pero en los últimos tiempos se puede convertir en un caso a considerar tal y como se está haciendo en otras zonas.

Agradecimientos

Agradecemos a todas las personas que a lo largo de los últimos años han colaborado, se han formado o han trabajado en el Laboratorio de Incendios Forestales del INIA. Su inestimable contribución ha permitido desarrollar las metodologías y resultados descritos en esta comunicación. Especialmente agradecemos *in memoriam* a Antonio Arellano (CIF-Lourizán, Xunta de Galicia) su asistencia constante en la toma de datos de campo y envío de material a lo largo de más de 20 años de colaboración, labor sin la cual no hubiera sido posible la puesta a punto de gran parte de las metodologías y resultados presentados. Esta presentación se ha financiado parcialmente con el proyecto VIS4FIRE (RTA2017-00042-C05-01). Agradecemos la invitación por parte del proyecto INTERREG PLURIFOR y del equipo del CIF-Lourizán (Xunta de Galicia).

Referencias

- Cruz MG, Alexander ME, Wakimoto RH. 2004. Modeling the likelihood of crown fire occurrence in conifer forest stands. *Forest Science* 50 (5): 640-658.
- Elvira LM, Hernando C. 1989. Inflamabilidad y energía de las especies de sotobosque: estudio piloto con aplicación a los incendios forestales. Colección Monografías INIA, Madrid, 1989, 99 pp.
- Madrigal J, Hernando C, Guijarro M, Díez C, Marino E, De Castro AJ. 2009. Evaluation of forest fuel flammability and combustion properties with an adapted mass loss calorimeter device. *Journal of Fire Sciences* 27 (4): 323-342.
- Madrigal J, Marino E, Hernando C, Guijarro M, Díez C. 2012. Evaluation of the flammability of gorse (*Ulex europaeus* L.) managed by prescribed burning. *Annals of Forest Science* 69 (3): 387-397.
- Madrigal J, Ruiz JA, Planelles R, Hernando C. 2013a. Characterization of wildland-urban interfaces for fire prevention in the province of Valencia (Spain). *Forest Systems* 22(2): 249-254.
- Madrigal J, Hernando C, Guijarro M, Díez C, Carrillo C. 2013b. Simulación de subida de fuego a copas en túnel de viento: resultados preliminares para la validación de modelos aplicados a la prevención de incendios. En: VI Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Vitoria Gasteiz 10-14 junio 2013.
- Madrigal J, Hernando C, Guijarro M. 2013c. A new bench-scale methodology for evaluating the flammability of live forest fuels. *Journal of Fire Sciences* 31(2): 131-142.
- Madrigal J, Guijarro M, Hernando C. 2014. El Túnel de Viento del INIA-CIFOR como dispositivo experimental para el estudio de los incendios forestales. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 40: 203-214.

- Madrigal J, Fernández-Migueláñez I, Hernando C, Guijarro M, Vega-Nieva DJ, Tolosana E. 2017. Does forest biomass harvesting for energy reduce fire hazard in Mediterranean basin? A case study in Coroig Massif (Eastern Spain). *European Journal of Forest Research* 136 (1): 13-26.
- Marino E, Madrigal J, Guijarro M, Hernando C, Díez C, Fernández C. 2010. Flammability descriptors of fine dead fuels resulting from two mechanical treatments in shrubland: a comparative laboratory study. *International Journal of Wildland Fire* 19(3): 314-324.
- Marino E, Guijarro M, Hernando C, Madrigal J, Díez C. 2011. Fire hazard after prescribed burning in a gorse shrubland: implications for fuel management. *Journal of Environmental Management* 92: 1003-1011.
- Marino E, Hernando C, Madrigal J, Díez C, Guijarro M. 2012. Fuel management effectiveness in a mixed heathland: a comparison of the effect of different treatments types on fire initiation risk. *International Journal of Wildland Fire* 21(8): 969-979.
- Marino E, Hernando C, Madrigal J, Guijarro M. 2014. Short-term effect of fuel treatments on fire behaviour in a mixed heathland: a comparative assessment in an outdoor wind tunnel. *International Journal of Wildland Fire* 23(8): 1097-1107.
- Molina JR, Martín T, Rodríguez y Silva F, Herrera MA. 2017. The ignition index based on flammability of vegetation improves planning in the wildland-urban interface: a case study in Southern Spain. *Landscape and Urban Planning* 158: 129–138.
- Van Wagner CE. 1977. Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research* 7: 23–34.

Efectos de los tratamientos preventivos sobre el comportamiento del fuego en franjas de gestión de biomasa

José M. Fernández Alonso

Centro de Investigación Forestal de Lourizán. AGACAL. Xunta de Galicia

Introducción. Desafíos en materia de tratamientos preventivos

A pesar de que los datos de las últimas décadas indican una disminución progresiva del número de incendios y de la superficie quemada en Galicia (PLADIGA, 2018), las tendencias observadas en relación al cambio climático apuntan a un empeoramiento de las condiciones en futuros episodios de incendios (Jolly et al., 2015; Lindner et al., 2010). El patrón climático observado en las últimas décadas indica temporadas de incendios cada vez más largas y mayor superficie afectada por alto riesgo de incendios forestales. Es posible que esto se traduzca en más episodios de alta intensidad en cortos períodos de tiempo, y con más probabilidades de ocurrir en más meses a lo largo del año. Como ejemplo, la ola de incendios que afectó Galicia en el año 1989 se extendió a lo largo de la campaña de incendios, unos dos meses, afectando una superficie de unas 200.000 ha. El episodio de 2006 resultó en 90.000 ha quemadas en unos 12 días. Los incendios de octubre de 2017 quemaron cerca de 50.000 ha en menos de 72 horas.

Al mismo tiempo, el cambio en los usos del territorio hace que aumenten las superficies consideradas de interfaz, en las que poblaciones, infraestructuras y bienes están en contacto con superficies forestales, y por tanto resultan más vulnerables en caso de incendio. En Galicia, la mitad de las zonas urbanizadas están situadas en zonas consideradas como interfaz urbano-forestal y la frecuencia de incendios en estas zonas es el doble de la observada en zonas que no son interfaz (Chas-Amil, Touza, & García-Martínez, 2013). La mitigación de ese riesgo se lleva a cabo habitualmente mediante tratamientos preventivos de tipo perimetral (Ley 3/2007, de 9 de abril, de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia). No obstante, existen todavía una serie de cuestiones relativas a la eficacia de estos tratamientos, y a la optimización y mejora de su eficiencia desde distintos enfoques (Kim, Bettinger, & Finney, 2009; M.A.Finney et al., 2007).

Oportunidades y limitaciones de los tratamientos

Optimización a escala de paisaje

El acercamiento al desafío que supone la optimización y la evaluación de la eficacia de los tratamientos preventivos puede realizarse a múltiples escalas. La primera de ellas es la aplicación de un **enfoque territorial o de paisaje**: identificar qué zonas son más proclives a fuegos de alta intensidad o severidad (A. Ager, Vaillant, & Finney, 2011). En un contexto de limitación de recursos en gestión forestal, la determinación espacial de puntos estratégicos es clave para maximizar el rendimiento de los tratamientos.

A nivel regional, metodologías como la empleada por Fernández-Alonso (2015) en la evaluación espacial, mediante técnicas geoestadísticas, de la vulnerabilidad de pinares en Galicia frente a fuego de copa pueden ser empleadas para la asignación de recursos en tratamientos preventivos. En dicho análisis se observó una mayor probabilidad de ocurrir fuego de copa en las zonas interiores de Galicia y en las zonas de mayor altitud, donde las condiciones de crecimiento de las masas son menos favorables y la exposición al viento es mayor (figura 1). A una escala de mayor detalle o de paisaje, Fernández-Alonso, Vega, Jiménez, Ruiz-González, & Álvarez-González, (2016) analizaron la ocurrencia de zonas de alta severidad del fuego en pinares en cuatro incendios forestales. A través de una combinación de variables espaciales relacionadas con el comportamiento del fuego, como combustibles, topografía y meteorología, se evaluó la importancia relativa de cada una de ellas en la ocurrencia de fuego de alta severidad y su capacidad para predecir dicho fenómeno. Para ello se ajustaron modelos no paramétricos basados en “machine learning”. El resultado final obtenido indicó que la velocidad del viento -generada mediante un modelo que evalúa la interacción entre atmósfera y topografía-, la rugosidad del terreno y su exposición fueron determinantes en la ocurrencia del fuego de alta intensidad sobre pinares. En base a variables previas a la ocurrencia del fuego y a una situación sinóptica determinada se pudo predecir este fenómeno con precisiones en torno al 80%.

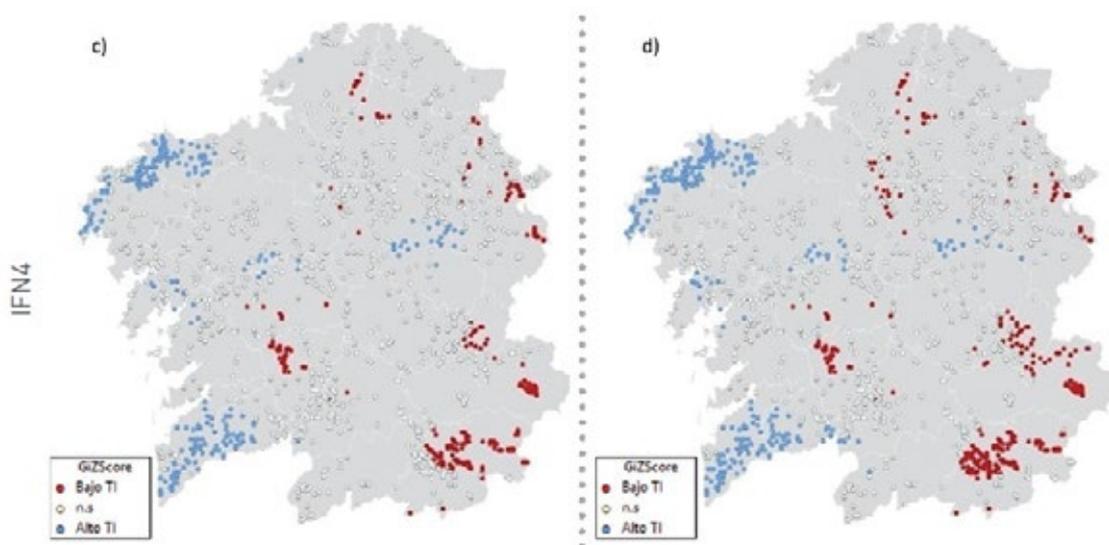


Figura 1. Análisis geoestadístico para la probabilidad de inicio de fuego de copa en pinares de Galicia, bajo condiciones moderadas (derecha) y extremas (izquierda). Probabilidad de inicio expresada como viento necesario para iniciar fuego de copa (TI)

La optimización de la aplicación de tratamientos a nivel paisaje necesita, además de la determinación del peligro de incendios de copa o de alta severidad, integrar el valor o la sensibilidad de los bienes a proteger. La combinación de peligro y vulnerabilidad permite estimar el riesgo existente en cada zona y priorizar la aplicación de tratamientos para su mitigación (Miller & Ager, 2013). Metodologías como la presentada por Ager, Vaillant, Owens, Brittain, & Hamann, (2012) para definir estrategias espaciales para el tratamiento de los

combustibles, integrando peligro asociado al incendio y bienes en riesgo, pueden ser herramientas de especial importancia para generar un paisaje más resistente a la ocurrencia de futuros fuegos.

Efectos de los tratamientos preventivos

El segundo acercamiento relativo a la mejora de la efectividad de los tratamientos preventivos evalúa la **ejecución** de estos tratamientos, la **efectividad** en la modificación del comportamiento del fuego y su efecto a lo largo del tiempo (**longevidad**). En la actualidad la legislación en materia de prevención de incendios forestales (Ley 3/2007, de 9 de abril, de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia) obliga a la compartimentación del territorio en franjas de gestión de biomasa. Dichas franjas están estructuradas con una jerarquía según su importancia, dividiéndose en tres niveles de actuación: primarias, secundarias y terciarias. La legislación establece la obligación de controlar en ellas la biomasa vegetal con alto potencial combustible y eliminar ciertas especies, aplicando generalmente criterios de proximidad a viviendas o infraestructuras. Esta obligación pretende dotar de una mayor resistencia al paisaje, especialmente debido al aumento de fuegos en zonas de interfaz urbano-forestal que ponen en riesgo a los núcleos de población, como fue el caso de los incendios de octubre de 2017. La necesidad de implementar estas franjas de gestión de biomasa en el territorio resulta obvia para contribuir a la ruptura de la continuidad horizontal del combustible y a generar un paisaje más resistente a los grandes incendios forestales. No obstante, existen ciertas cuestiones técnicas que deben ser abordadas para garantizar un rendimiento óptimo de este tipo de infraestructuras preventivas, pues la obligatoriedad de emplear técnicas silvícolas adecuadas deja cierto margen a la ejecución de dichas tareas.

En primer lugar es necesario evaluar correctamente la **eficacia** de los tratamientos preventivos a corto plazo para poder predecir el comportamiento esperado en zonas de gestión de biomasa. Fernández-Alonso (2015) analizó el efecto a corto plazo, sobre la **estructura** del combustible y sobre el comportamiento del fuego, de un tratamiento preventivo en pinares de Galicia. El estrato de arbolado mostró cambios no significativos en cuanto a la altura del inicio de la copa viva (CBH) tras el tratamiento de clara. En los pinares situados en la región interior de Galicia si hubo un aumento medio de la CBH y en los situados en la zona costera se eliminaron los valores bajos que presentaron algunas parcelas. A pesar de que la clara se realizó seleccionando los individuos por lo bajo, el hecho de tratarse de masas coetáneas o regulares hace que la mayor parte de los individuos presenten una altura similar y por tanto, una clara no tenga una gran repercusión sobre esta variable. Al contrario, la densidad aparente del combustible de copa (CBD) sí mostró una reducción significativa en las dos ecorregiones tras la realización de la clara, bajando en ambos casos de valores próximos a $0,3 \text{ kg/m}^3$ a valores inferiores a $0,2 \text{ kg/m}^3$. La reducción del combustible del dosel arbóreo como consecuencia de la clara tuvo una repercusión directa sobre el combustible superficial. La clara fue seguida de un desbroce y triturado de restos provenientes del arbolado. Esto implicó un aumento de la carga de combustible superficial, que se duplicó de media tras el tratamiento, y un aumento de la densidad aparente de este combustible, resultado de la mayor carga de combustible y de la compactación producida por la acción de la maquinaria.

El efecto de los tratamientos sobre el **comportamiento** potencial del fuego fue evaluado para ese tipo de combustibles mediante simulación con modelos semiempíricos y físicos, y en ambos casos los resultados fueron similares. Los modelos semiempíricos (Byram, 1959; Rothermel, 1972, 1991; Van Wagner, 1989) indicaron una reducción drástica de la intensidad lineal predicha tras el tratamiento, pasando de valores próximos a 5.000 kW/m a inferiores a 500 kW/m. En cuanto al comportamiento potencial del fuego de copas, el resultado del tratamiento fue el paso de valores de viento factibles para iniciar un fuego de copa a valores no alcanzables (figura 2). Los resultados en dichos combustibles simulados con el modelo físico FIRETEC (Linn, Reisner, Colman, & Winterkamp, 2002) apuntaron a una tendencia del fuego a la autoextinción. En general, a la vista de los resultados obtenidos, se podría concluir que la efectividad de tratamientos habituales en fajas de gestión es muy alta. Sin embargo, los resultados observados en situaciones reales y en experimentación parecen poner en entredicho esa efectividad. Para ello se realizaron una serie de experimentos en el túnel de comportamiento del fuego del CIF Lourizán (datos no publicados), empleando restos triturados de zonas de pino pinaster donde se habían realizado cortas a hecho. En todos los experimentos se efectuó una recogida del complejo de combustible in situ y una reconstrucción del mismo en el túnel. Las condiciones testadas variaron en cuanto a velocidades de viento de 7 a 22,5 km/h y humedad del combustible fino muerto de 12 a 40%. Los resultados observados indicaron velocidades de propagación moderada-bajas, pero no tendentes a extinguir el fuego, alcanzándose máximos de 3 m/min. Además se observaron tiempos de residencia muy altos, lo cual puede generar incendios de alta severidad sobre el suelo o sobre el arbolado, y flujos de calor a la salida del túnel que llegaron a 20kW/m². Acorde a Butler & Cohen (1998), un flujo de calor de 7 kW/m² ya supone un límite a partir del cual una persona sin protección específica sufrirá lesiones debido al fuego, por lo que en ciertas ocasiones este tipo de tratamientos podría no ser completamente seguros para personas que se encuentre en dichas zonas. No obstante, es necesario seguir aumentando el conocimiento sobre el comportamiento del fuego en estos tipos de tratamiento, tanto en lo relativo a la ejecución de los mismos como bajo distintas condiciones ambientales y en distintos momentos después de su ejecución.

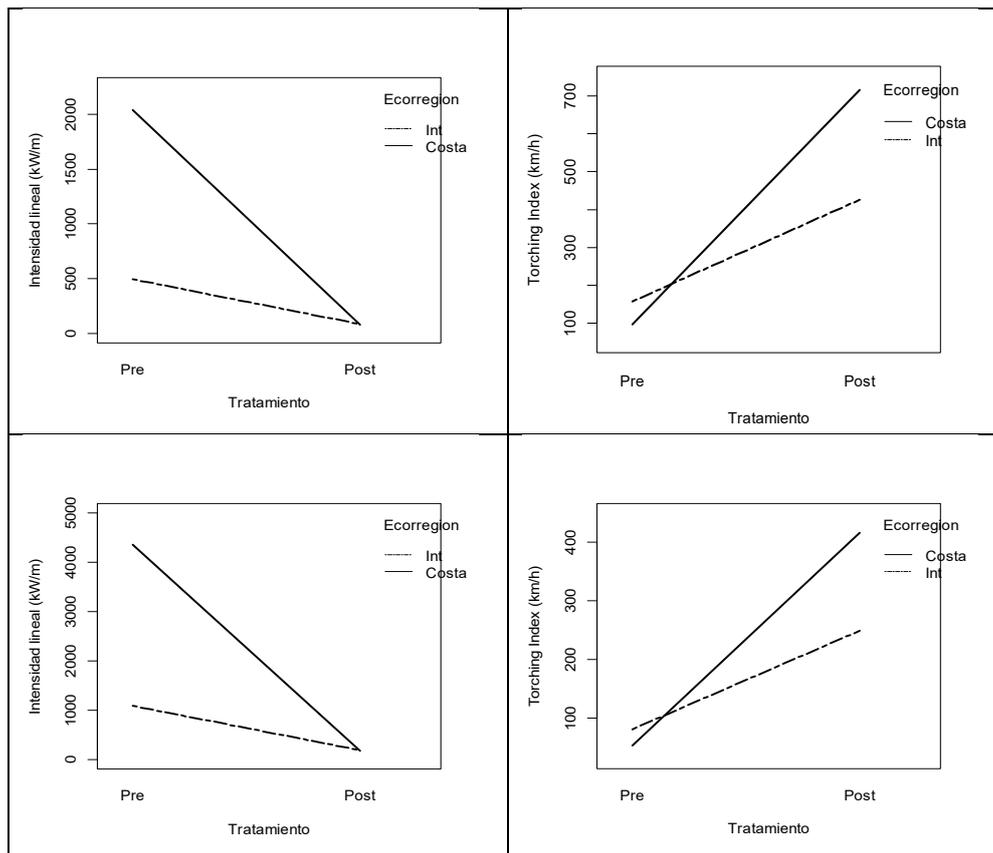


Figura 2. Variables de comportamiento de fuego predichas para masas de pino pinaster antes y después del tratamiento, expresadas como intensidad lineal (fuego de superficie) y Torching Index (viento necesario para iniciar un fuego de copa) (Fernandez-Alonso & Vega, 2017)

El plazo durante el cual los tratamientos mantienen su eficacia, es decir, su **longevidad**, es la segunda cuestión de importancia a evaluar. Para ello se realizó un estudio sobre la evolución de los complejos de combustibles resultantes de los tratamientos preventivos ejecutados en pinares. El objetivo fue analizar el cambio temporal de los distintos componentes del complejo de combustible y su posible repercusión sobre el comportamiento del fuego y sus efectos. Los dispositivos experimentales indicados anteriormente fueron remuestreados 20 y 50 meses tras la realización del tratamiento. Los resultados indicaron un aumento constante y moderado de la CBH, acorde al crecimiento de la masa, y una recuperación progresiva de los valores de CBD, que en ningún caso llegaron a alcanzar los valores previos al tratamiento. Esto indicaría un ligero incremento temporal de la resistencia de la masa a que ocurra un fuego de copa y, especialmente, una mayor resistencia a que este fuego de copa fuese activo. El estrato de combustible superficial mostró una reducción drástica de su parte viva por la trituración del matorral, que hasta 50 meses tras el tratamiento no alcanza valores de carga similares a los iniciales, mientras que el combustible de hojarasca y restos aumenta considerablemente en carga tras la realización del tratamiento. Dicho aumento es significativo hasta pasados 50 meses, lo cual podría repercutir en una mayor intensidad lineal de un fuego de superficie. El mantillo experimentó una subida similar a la observada para la hojarasca, siendo las cargas significativamente superiores tras tratamiento y 20 meses después. Este incremento temporal también podría repercutir en una mayor posibilidad de tener un fuego de rescoldo de larga duración en el caso de que ese mantillo llegue a arder, y como consecuencia, efectos de mayor severidad del fuego sobre suelo y raíces. A los resultados observados, cabe añadir algunos

otros efectos no deseados de los tratamientos preventivos, como podría ser un incremento de la velocidad de viento en superficie como consecuencia de la apertura de la masa arbolada, una menor humedad de los combustibles por la mayor radiación solar incidente e incluso un aumento de la regeneración de especies no deseadas (Kreye et al., 2014). Estos hechos indican la necesidad de evaluar correctamente los efectos generados por un tratamiento, incluidos los desfavorables, y la duración a medio o largo plazo de las ventajas y desventajas de los tratamientos.

Oportunidades de mejora

A la vista de lo expuesto, resulta evidente que la mejora de la predicción del comportamiento del fuego en las franjas de gestión de biomasa debería ser una prioridad por la importancia de los bienes a proteger, especialmente en las zonas de interfaz urbano-forestal o rural-forestal. La instalación de nuevos dispositivos experimentales, incluidas zonas de fuego experimental, permitiría ir mejorando el conocimiento en cuanto a la evolución de la estructura de los combustibles que resulta del tratamiento y al comportamiento esperado sobre esas áreas y en distintas condiciones. De forma complementaria, la evaluación de la eficacia de los tratamientos preventivos en casos de incendio real también supondría una herramienta de gran importancia para su mejora. De las áreas tratadas anualmente, son un buen número las que pueden ser alcanzadas por un incendio forestal y estas permitirían obtener información valiosa sobre su desempeño y sobre oportunidades para mejorarlas.

REFERENCIAS

- Ager, A. A., Vaillant, N. M., Owens, D. E., Brittain, S., & Hamann, J. (2012). Overview and example application of the Landscape Treatment Designer. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-859. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 11 P, 859, 11.*
- Ager, A., Vaillant, N., & Finney, M. (2011). Integrating fire behavior models and geospatial analysis for wildland fire risk assessment and fuel management planning. *Journal of Combustion, 2011*, 1–19. <https://doi.org/10.1155/2011/572452>
- Butler, B. W., & Cohen, J. D. (1998). Firefighter safety zones: A theoretical model based on radiative heating. *International Journal of Wildland Fire, 8*(2), 73–77. <https://doi.org/10.1071/WF9980073>
- Byram, G. M. (1959). Combustion of forest fuels. *Forest Fire: Control and Use, 1*, 61–89. Retrieved from http://www.researchgate.net/publication/259398932_Combustion_of_forest_fuels
- Chas-Amil, M. L. L., Touza, J., & García-Martínez, E. (2013). Forest fires in the wildland–urban interface: A spatial analysis of forest fragmentation and human impacts. *Applied Geography, 43*, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.06.010>
- Fernandez-Alonso, J. M., & Vega, J. A. (2017). Efecto de un tratamiento preventivo sobre el potencial de fuego de copa en masas de *Pinus pinaster* Ait. In S. E. de C. Forestales (Ed.), *7º Congreso Forestal Español* (p. 12). Plasencia.

- Fernández-Alonso, J. M., Vega, J. A., Jiménez, E., Ruiz-González, A. D., & Álvarez-González, J. G. (2016). Spatially modeling wildland fire severity in pine forests of Galicia, Spain. *European Journal of Forest Research*, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1012-5>
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J., & Bowman, D. M. J. S. (2015). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications*, 6(May), 1–11. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>
- Kim, Y. H., Bettinger, P., & Finney, M. (2009). Spatial optimization of the pattern of fuel management activities and subsequent effects on simulated wildfires. *European Journal of Operational Research*, 197(1), 253–265. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2008.05.025>
- Kreye, J. K., Brewer, N. W., Morgan, P., Varner, J. M., Smith, A. M. S., Hoffman, C. M., & Ottmar, R. D. (2014). Fire behavior in masticated fuels: A review. *Forest Ecology and Management*, 314, 193–207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.035>
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., ... Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 698–709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Linn, R., Reisner, J., Colman, J., & Winterkamp, J. (2002). Studying wildfire behavior using FIRETEC. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 233–246. Retrieved from <http://www.publish.csiro.au/?paper=WF02007>
- M.A.Finney, R.C. Seli, C.W. McHugh, A.A. Ager, 1 B. Bahro, & Agee, J. K. (2007). Simulation of long-term landscape-level fuel treatment effects on large wildfires. *International Journal of Wildland Fire*, 16(6), 712–727.
- Miller, C., & Ager, A. A. (2013). A review of recent advances in risk analysis for wildfire management. *International Journal of Wildland Fire*, 22(1), 1–14. <https://doi.org/10.1071/WF11114>
- Rothermel, R. (1972). A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. *USDA For. Serv. Res. Pap. INT-115*. Retrieved from <http://www.snap.uaf.edu/webshared/JenNorthway/AKFireModelingWorkshop/AKFireModelingWkshp/FSPRO Analysis Guide References/Rothermel 1972 INT-115.pdf>
- Rothermel, R. (1991). Predicting behavior and size of crown fires in the Northern Rocky Mountains. *USDA For. Serv. Res. Pap. INT-438*. Retrieved from <http://digitalcommons.usu.edu/barkbeetles/69/>
- Van Wagner, C. E. (1989). Prediction of crown fire behavior in conifer stands. In D. MacIver, H. Auld, & R. Whitewood (Eds.), *10th Conference on Fire and Forest Meteorology* (pp. 207–212). Ottawa, ON: Forestry Canada and Environment Canada: Ottawa, ON.

CRITERIOS PARA DESARROLLAR PLANES DE PREVENCIÓN EN ÁREAS FORESTALES E INTERFAZ URBANO-FORESTAL EN EL ÁMBITO DEL PROYECTO SUDOE “PLURIFOR”

Enrique Jiménez Carmona¹, Conceição Colaço², Sandra Sánchez García³, Alejandro Cantero Amiano⁴, José M. Fernández Alonso¹, Francisco Castro Rego², Elena Canga Líbano³

¹ CIF-Lourizan, Pontevedra, 36153

² Universidade de Lisboa, Lisbon, 1349-017,

³ CETEMAS, Asturias, 33936,

⁴ Hazi, Arkaute, 01 192,

Introducción

El proyecto SUDOE “PLURIFOR” tiene por objeto contribuir en la elaboración de planes regionales y transnacionales de gestión de riesgos para las zonas forestales susceptibles a los riesgos bióticos y abióticos en el espacio SUDOE (Portugal, España y Francia). Se centra en los riesgos relacionados con las tormentas, los incendios, la degradación del suelo, el nematodo de la madera del pino, la avispiña del castaño, el gorgojo del eucalipto, el chancro resinoso del pino y otras plagas y enfermedades emergentes. Participan 11 beneficiarios y 21 beneficiarios asociados, que reúnen a institutos de investigación, universidades, organizaciones relacionadas con los bosques (sindicatos, asociaciones, servicios) y gobiernos regionales y municipios de los países del espacio Interreg SUDOE de Portugal, España y Francia. El proyecto persigue incorporar los conocimientos científicos más recientes sobre los peligros para los bosques del suroeste de Europa en los mecanismos de planificación civil para hacer frente a estos peligros y a sus impactos. Implica una transferencia directa de conocimientos entre los países y las instituciones asociadas que colaboran entre sí para elaborar planes de gestión del riesgo basados en datos empíricos y actualizados.

Dentro del proyecto citado, en la parte correspondiente al riesgo de incendio forestal, participan beneficiarios de Portugal (Instituto Superior de Agronomía de la Universidad de Lisboa) y España (Centro Tecnológico Forestal y de la Madera – Asturias, HAZI – País Vasco y Centro de Investigación Forestal de Lourizán – Galicia). Los incendios forestales son un problema común a la región mediterránea y atlántica particularmente al sudoeste europeo. En España se consideran como uno de los grandes problemas afectando a los ecosistemas forestales desde hace décadas. A escala nacional, durante el periodo comprendido entre el año 1961 (año en el que se comenzó a desarrollar los partes de incendios de forma normalizada) y el año 2010, el número de siniestros de este tipo ha aumentado considerablemente. De 2006 a 2016 la superficie anual afectada por incendios forestales fue de 87385 ha. En Galicia, en el último decenio, la media anual de la superficie afectada por incendios es de 20710 ha, con un número medio de 3360 incendios anuales (incluyendo los conatos). Asturias es la segunda comunidad autónoma española que más incendios forestales sufre en proporción con su superficie forestal, únicamente superada por Galicia, con unos 2000 incendios forestales anuales, en los cuáles se queman un total de 10000 hectáreas de monte. En Portugal, en el último decenio, la media anual de la superficie afectada por

incendios es de 83780 ha, ocurriendo unos 17607 incendios anuales de media (considerando conatos).

Dentro del ámbito del proyecto SUDOE, en lo que se refiere al riesgo de incendio forestal, se han elaborado dos documentos:

- Plan de riesgo de incendio forestal en Galicia, Asturias, País Vasco y Portugal: Análisis y sugerencia de mejoras.
- Guía de buenas prácticas: *“Planes de Riesgo de Incendio: Un Lenguaje Común para la Península Ibérica”*.

Esta información está disponible en la página web del proyecto PLURIFOR (<https://plurifor.efi.int/es/>).

En las líneas que siguen se recogen diversos aspectos de esos trabajos. También se describe la aplicación de la “Guía de buenas prácticas” a un caso de estudio concreto.

Plan de riesgo de incendio forestal en Galicia, Asturias, País Vasco y Portugal: Análisis y sugerencia de mejoras

Este plan recoge, brevemente, y bajo una estructura y criterios comunes, los distintos recursos y medios existentes en los territorios indicados disponibles para la redacción de un Plan de Riesgos de Incendios Forestales. También incluye propuestas de mejoras que podrían incorporar los redactores del Plan, en base a la Guía de buenas prácticas desarrollada por el grupo de trabajo sobre incendios del proyecto. Se ha tratado de integrar y armonizar la información recabada para los territorios incluidos, teniendo en cuenta las distintas casuísticas existentes, y sugerir las diversas acciones que debieran ser transfronterizas. En las líneas que siguen se comentan someramente algunos de los principales rasgos de los respectivos planes en los territorios objeto de análisis.

En Galicia, cada año se elabora el Plan de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia (PLADIGA) en el que se determinan las actividades a desarrollar en los ámbitos de prevención, extinción y restauración post-incendio, a través de un Plan de prevención un Plan de Detección, Disuasión, Investigación y Medidas Correctoras y un Plan de extinción.

A su vez, teniendo en cuenta que el territorio de Galicia, a efectos de prevención y defensa contra los incendios forestales, se divide en Provincias, Distritos Forestales, Demarcaciones Forestales y Municipios, cada uno de los 19 Distritos Forestales existentes debe desarrollar anualmente un Plan de Prevención y Defensa contra Incendios Forestales, en el que se pauten las orientaciones establecidas por el PLADIGA, concretando la estrategia del distrito forestal.

En Asturias, actualmente no hay un Plan de Riesgos de Incendios Forestales como tal, pero se manejan diferentes planes, directrices y protocolos de actuación que contemplan en gran medida los distintos puntos que se podrían incorporar en los ya sugeridos Planes de Defensa de la Ley 3/2004 de Montes y Ordenación Forestal del Principado de Asturias y que serían los equivalentes a dichos Planes.

Se debe destacar la existencia del Plan de Protección Civil de Emergencia por Incendios Forestales del Principado de Asturias (INFOPA), el cual plasma toda la estructura organizativa y los procedimientos de actuación para los servicios, medios y recursos, tanto del Principado de Asturias, como los asignados de otras Administraciones y de otras Entidades, Públicas o Privadas, implicados en la lucha contra incendios forestales en este territorio. Y también, la necesidad que marca la Ley 3/2004 de Montes y Ordenación Forestal del Principado de Asturias en el Artículo 62 de redactar Planes de defensa específicos.

En el País Vasco, hay un Plan Especial de Emergencias por Riesgo de Incendios Forestales que se complementa con sendos Planes de Prevención de Incendios en los Territorios Históricos de Álava, Bizkaia y Gipuzkoa (llamados Planes Forales de incendios forestales de las respectivas Diputaciones Forales), por lo que puede hablarse de 4 Planes coordinados entre sí. Todos estos planes establecen la organización y procedimiento de actuación de los recursos y servicios cuya titularidad corresponda a la Administración de que se trate, al objeto de hacer frente a las emergencias por Incendios Forestales, dentro su ámbito territorial. En los Planes Municipales se integran los Planes de Autoprotección de empresas, núcleos de población aislada, urbanizaciones, campings, etc. que estén ubicados en zonas de riesgo, así como de asociaciones o Empresas con fines de explotación forestal que se encuentren incluidos en el ámbito territorial de aquél.

En Portugal, durante el período 2006-2018 ha estado vigente el Plan Nacional de Defensa Forestal contra Incendios (RCM nº65/2006), el cual enuncia la estrategia y determina los objetivos, las prioridades y las intervenciones a desarrollar para alcanzar las metas definidas. Este plan está estructurado en 5 ejes estratégicos de actuación. Encuadrado en el primer eje (aumento de la resiliencia del territorio a los incendios forestales) se encuentra la ejecución de los Planes de Defensa Forestal Contra Incendios (PMDFCI). Estos planes tienen una escala municipal o intermunicipal, y contienen las acciones necesarias para la defensa de las masas forestales contra incendios, y paralelamente, de las acciones de prevención, incluyendo la previsión y programación integrada de las intervenciones de las diferentes entidades involucradas ante una eventual ocurrencia de incendio (Decreto – Ley nº 124/2006).

Actualmente, bajo una situación de transición entre planes y tras los graves impactos a nivel social, económico y ambiental de los incendios forestales ocurridos en 2017, se están realizando alteraciones estructurales en la prevención y lucha de los incendios forestales a través de la Resolución del Consejo de Ministros nº 157-A/2017. A nivel gubernamental fue aprobada también la Directiva Única de Prevención y Combate (Resolución del Consejo de Ministros nº 20/2018). Este documento se estructura en los siguientes apartados:

- Legislación. Marco legislativo de los Planes de Riesgo existentes (UE, Nacional y autonómico).
- Organización.
 - o A nivel estratégico: estructura organizativa, su coordinación y los diferentes niveles jerárquicos y la designación de funciones de cada uno de los elementos participantes. Además define la zonificación del territorio a efectos de prevención y defensa contra incendios forestales.

- A nivel táctico: herramientas, índices o criterios cuidadosamente establecidos para determinar el nivel del riesgo que supone un incendio forestal y qué protocolo de actuación se debe activar en función de este riesgo.
- A nivel operativo: secuencia de actuaciones que deberán seguirse con carácter general ante el aviso de la existencia de un incendio. Comprende las fases de recepción y confirmación de la alarma, información, seguimiento y, en su caso, la activación, proceso de extinción y posterior desmovilización de medios.
- Evaluación del riesgo. Se presenta de manera detallada como se establece el riesgo de incendio por región/país.
- Plan operacional. Se consideran los siguientes planes:
 - Prevención y alerta temprana y activación del plan de contingencia
 - Preparación / Previsión / Vigilancia / Control / Monitoreo
 - Gestión de Crisis /Respuesta.
 - Restauración Ecológica.
- Comunicación. Se evalúa cómo se desarrolla en cada área la comunicación interna y externa antes de la aparición de un incendio, en el momento del inicio de un incendio, durante éste y a la finalización del mismo.
- Proceso de mejora continua. En este apartado se presentan aspectos que deberían incluirse en los planes de riesgo de cada una de las áreas evaluadas así como en la cooperación transfronteriza. Estas mejoras estarían enfocadas principalmente en aspectos de “Evaluación del Riesgo” y “Prevención” y estarían basadas en la *Guía de buenas prácticas* que se está desarrollando en el marco del proyecto PLURIFOR y que se describe a continuación.

Guía de buenas prácticas: “Planes de Riesgo de Incendio: Un Lenguaje Común para la Península Ibérica”

Esta pequeña guía para la realización de planes de riesgo de incendio en Portugal y España es el resultado de la identificación de carencias observadas tras la evaluación de los planes de incendio en ambos países. Su principal objetivo es la descripción de los principales temas y contenidos que deberían formar parte de los planes de riesgo de incendio forestal transnacional con la finalidad de que los gestores implicados en el riesgo de incendio puedan compartir el mismo lenguaje técnico, optimizando y mejorando la eficiencia de los planes en ambos países. En las líneas que siguen se indican brevemente algunas características de sus contenidos.

La guía comprende varias secciones: Introducción; Estadísticas de Incendios Forestales; Meteorología; Cartografía de combustibles; Herramientas de simulación; Educación ambiental y concienciación del riesgo de incendio.

Estadísticas de Incendios Forestales: Una Herramienta para la Planificación

En este capítulo se presentan las estadísticas disponibles de los incendios forestales en Portugal y Norte de España. De esta forma se contextualizan estas áreas en cuanto a número de incendios forestales, su impacto en cuanto a superficie afectada y sus causas (Figuras 1 y 2). El conocimiento de estas tendencias permite al gestor actuar en términos de prevención y planificación a nivel local y regional.

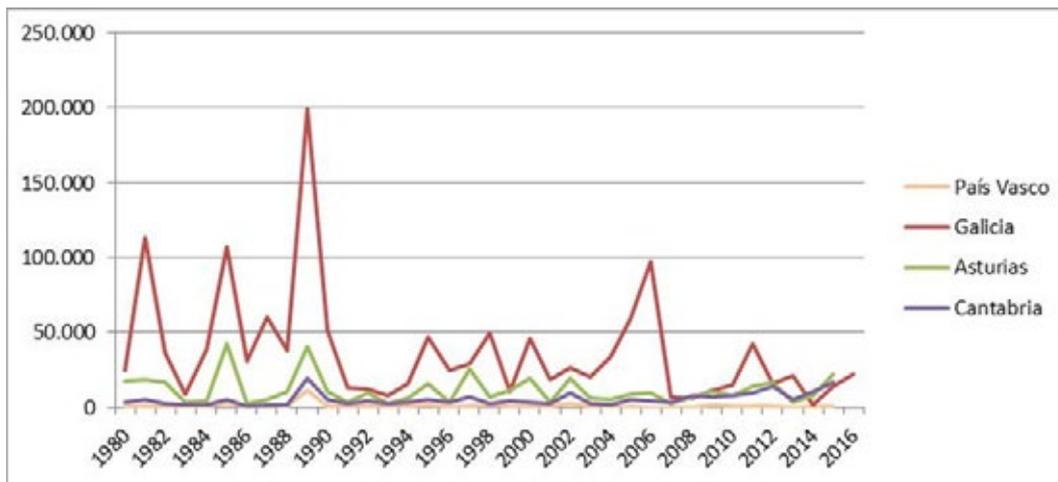


Figura 1 - Evolución de la superficie total quemada (ha) de 1980 a 2016 en las CCAA indicadas

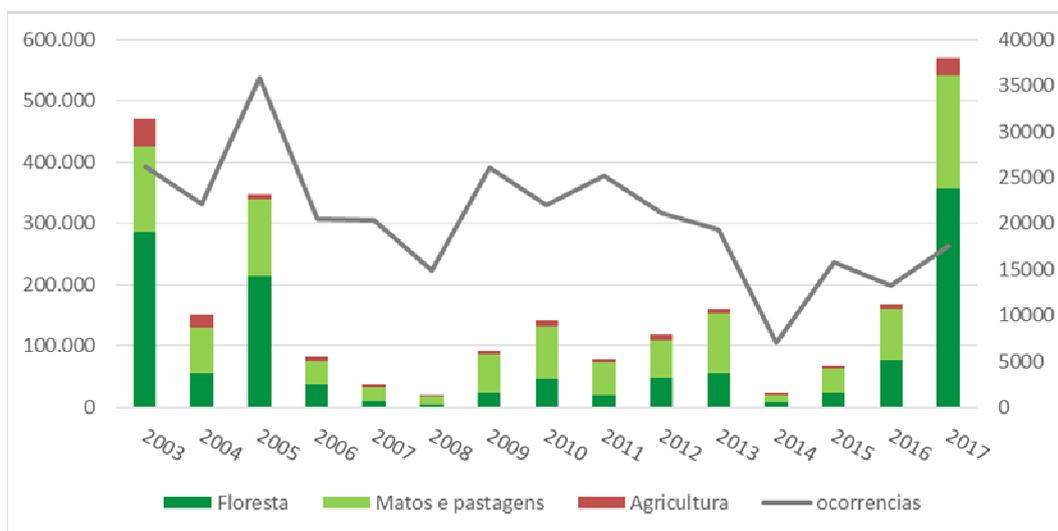


Figura 2 – Evaluación del número de incendios y superficie afectada por tipo de uso de suelo (2003-2017) en Portugal

Meteorología: La Componente Dinámica en el Riesgo de Incendio Forestal

Los incendios forestales están íntimamente relacionados con las condiciones meteorológicas, estando estas caracterizadas por una alta variabilidad, tanto en el tiempo como en el espacio. La temperatura y humedad relativa del aire y el viento tienen una gran influencia tanto en la probabilidad de inicio de un incendio, como en su capacidad de desarrollarse. El objetivo de este capítulo es el de presentar de forma simple la relación entre meteorología y número de incendios y superficie afectada en las diferentes áreas evaluadas. Como ejemplo (Figura 3) se aprecia que existe una pronunciada respuesta del tamaño medio de incendio en Galicia a la temperatura, mayor que en otras CCAA de Norte peninsular.

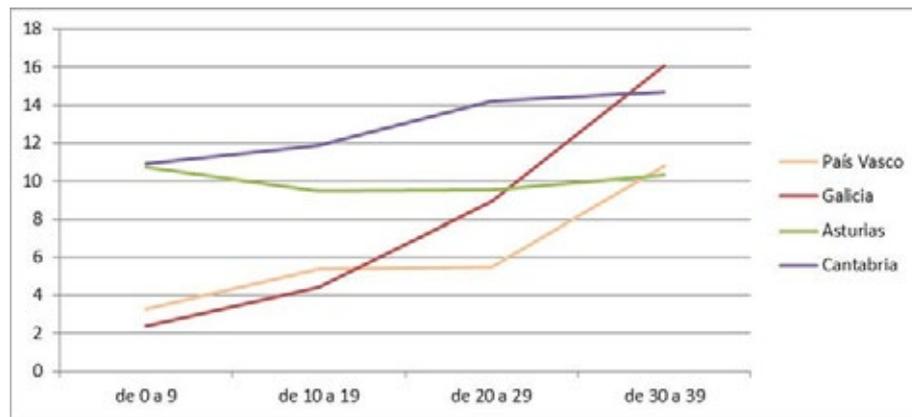


Figura 3. Superficie media quemada en hectáreas por incendio, según rango de Temperatura máxima en °C, para el periodo de 1980 a 2016 en las CCAA indicadas

Mapas de Combustibles

Las características de los combustibles forestales presentes en un territorio juegan un importantísimo rol en el comportamiento de un incendio que ocurra en esa área. El riesgo de incendio forestal viene en gran medida determinado por los combustibles presentes. Además, los tratamientos preventivos implican una modificación de la carga y estructura del complejo de combustibles. Por lo tanto, es imprescindible un conocimiento detallado y actualizado de las características de los combustibles presentes en el área que se pretende gestionar, con los objetivos de evaluar el riesgo de incendio forestal presente y planificar de una manera óptima los tratamientos preventivos a efectuar para reducir este riesgo.

En este capítulo se presenta información y herramientas clave para la obtención de mapas de combustibles forestales. En primer lugar, se exponen diferentes tipologías de clasificaciones de combustibles. También se evalúan las diferentes fuentes existentes de información espacial de combustibles forestales, haciendo hincapié en la procedente de las nuevas tecnologías. Por último se detalla la metodología propuesta para la creación mapas de combustible a partir de datos LiDAR (Figura 4).

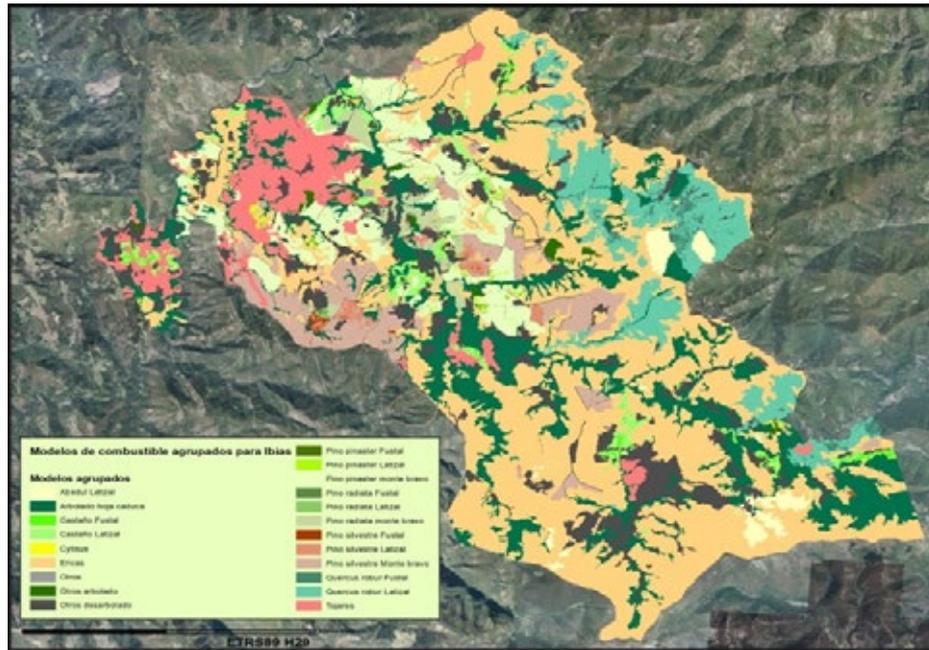


Figura 4. Modelos de combustible. Escala municipal. Concejo de Ibias.

Herramientas de Simulación

Para la evaluación del riesgo de incendio forestal y llevar a cabo la planificación de actividades preventivas es necesario el conocimiento del comportamiento de un incendio forestal, así como anticipar los posibles efectos de las medidas sobre los combustibles en este comportamiento. En este capítulo se presentan diferentes tipologías de modelos de comportamiento del fuego (empíricos, semiempíricos y físicos) y una descripción de aquellos más útiles para su evaluación espacial (Figura 5), así como para la planificación de actividades preventivas.

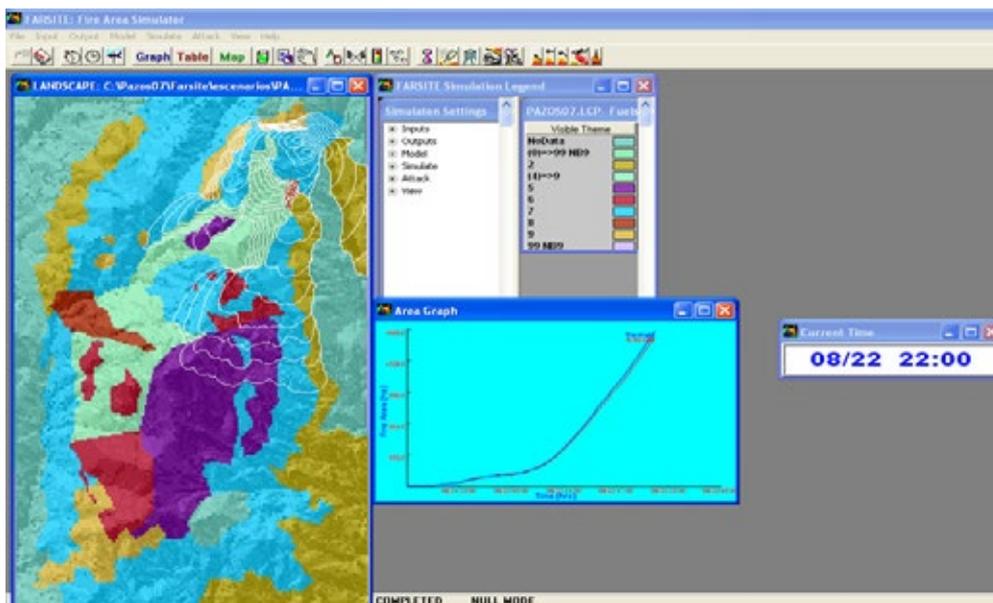


Figura 5. Visualización de la simulación de un caso de estudio mediante el programa Farsite

La Dimensión Social a Incluir en un Plan de Riesgo

Las causas de los incendios en las áreas consideradas son de origen predominantemente humano. La selección de los tipos de vegetación y su gestión depende de decisiones humanas. Además, los impactos de los incendios forestales serán mayores cuanto mayor sea la población que pueda verse afectada, siendo la prioridad de los equipos de extinción la protección de la población y sus bienes. En este capítulo se presenta un modelo conceptual de riesgo de incendio en el que se presta especial atención a aquellos campos de intervención de índole social sobre los que se puede actuar para reducir el riesgo de incendio (Figura 6). En él se abordan cuestiones sobre la vulnerabilidad social, las motivaciones de la población para actuar o no en el campo de la prevención, la importancia de la educación ambiental para reducir el número de igniciones y la necesidad de una formación para la reducción del riesgo con vista a la autoprotección.

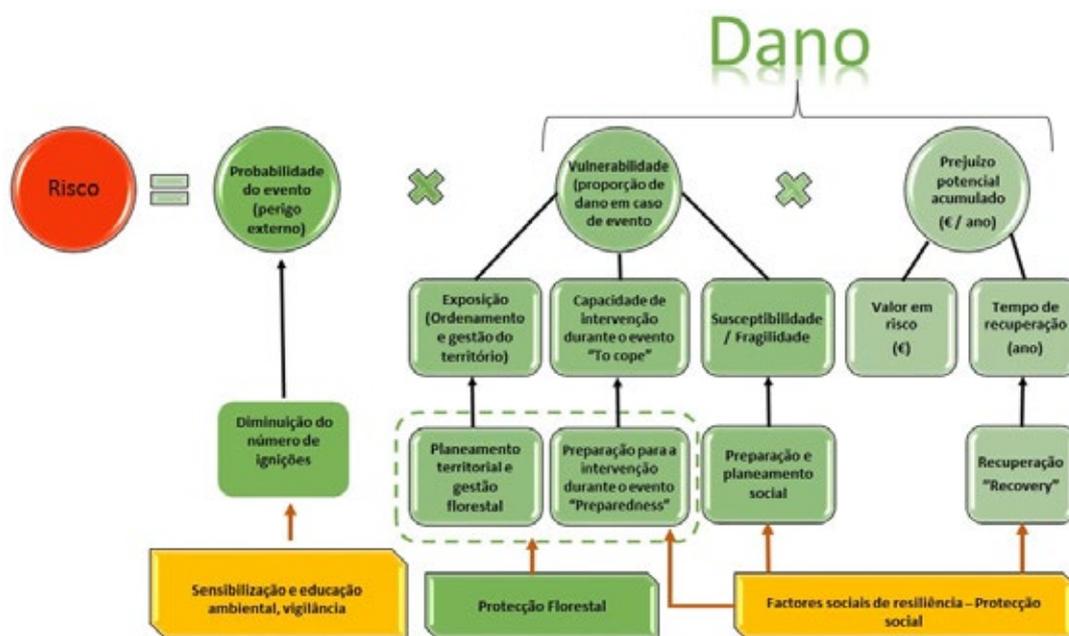


Figura 6. Modelo conceptual de riesgo de incendio con los campos de intervención (naranja) para su disminución.

Caso de estudio

Siguiendo parte de la metodología mostrada en la "Guía de Buenas Prácticas" se ha desarrollado un caso de estudio en el que se evalúa el comportamiento del fuego potencial en un área para el desarrollo de un plan espacial de tratamiento de combustibles con el objetivo de reducir el impacto negativo de incendios forestales que ocurran en el área. Se seleccionó un área dentro del ámbito SUDOE que cubre un total de 132004 ha. La superficie forestal total abarca el 65,25% del territorio, dominada principalmente por eucalipto (26,9%), matorrales (18,8%), masas mixtas de pino y eucalipto (17,9%) y pino (13,1%). Es un área con alta incidencia de incendios forestales, con una media anual de 709 incendios (de 2002 a 2007) afectando a 4097 ha.

Para determinar la variación espacial de las características del comportamiento del fuego se utilizó el programa Flammap, con el objetivo final de obtener los valores de longitud de llama para cada uno de los píxeles del escenario de la simulación. Para llevar a cabo la simulación es necesario introducir como inputs información meteorológica (viento y humedad de combustibles) e información espacial del terreno y características de los combustibles. La información del terreno requerida (elevación, orientación y pendiente) se obtuvo a partir de un modelo digital del terreno (25 m de resolución). La información sobre combustibles forestales se obtuvo combinando el Mapa Forestal del IV Inventario Forestal Nacional y la nueva clasificación de combustibles desarrollada para en noroeste de la Península Ibérica (Arellano et al. 2016) basada en especie principal, clase de edad y características de los combustibles implicados (copa y matorral). La simulación se llevó a cabo bajo unas condiciones meteorológicas extremas (viento de 30 km h^{-1} y humedad de combustible fino muerto de 6% - Mitsopoulos y Dimitrakopoulos (2007) y Fernández-Alonso et al. (2013). La dirección del viento usada fue de NE, coincidiendo con aquella asociada con la mayor frecuencia de incendios en el área de estudio. Se utilizó el programa WindNinja (Forthofer 2007) para obtener la variación espacial de la velocidad y dirección del viento como consecuencia de la topografía del escenario. En la Figura 7 se muestra la variación espacial de la longitud de llama obtenida mediante la simulación realizada con Flammap.

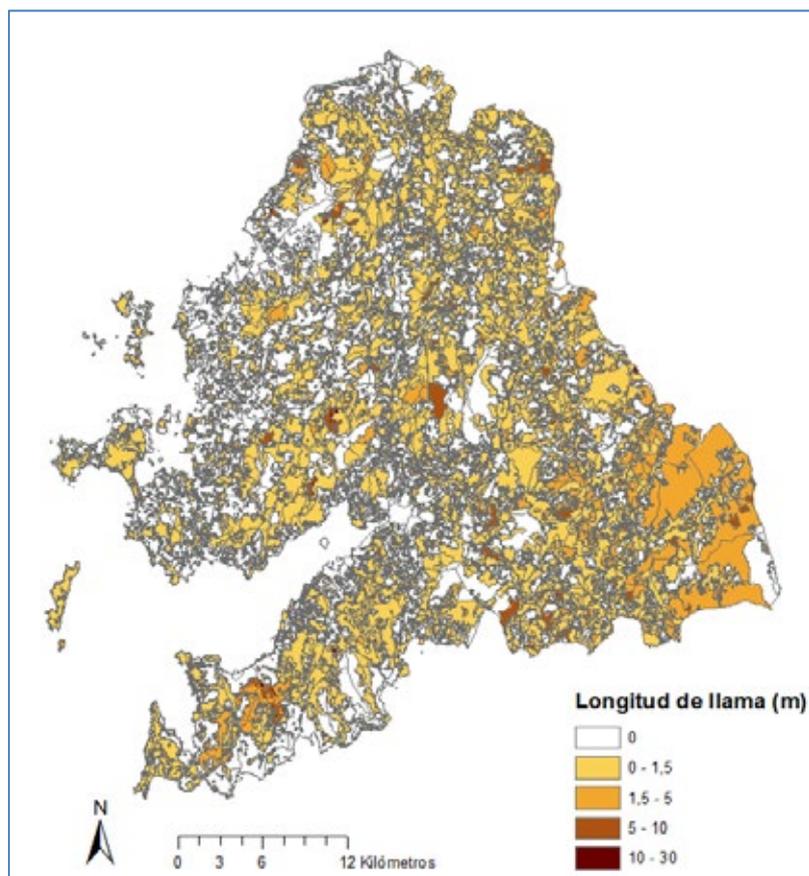


Figura 7. Variación espacial de la longitud de llama en el área de estudio obtenida mediante FLAMMAP

Tras obtener la variación espacial de la longitud de llama mediante Flammap, se utilizó el programa Landscape Treatment Designer (LTD) para obtener la localización óptima de los tratamientos preventivos en el espacio (Ager et al. 2012, Ager et al. 2013, Vogler et al. 2015).

LTD es una herramienta multicriterio que crea una secuencia de áreas de proyecto definidas que maximizan los objetivos a partir de unas funciones de restricción y unos límites (de superficie o presupuesto) de tratamiento. Los tratamientos de combustible se proyectaron en aquellos polígonos del escenario con una longitud de llama media superior a 1,5 m. La priorización de las áreas a ser tratadas se definió en función de un conjunto de parámetros preventivos, ecológicos y económicos (presencia de infraestructuras, riesgo de incendio en función de su frecuencia en el área y valor ecológico, modelo de combustible y estructura de la masa – Tabla 1).

Tabla 1. Presencia de infraestructuras, riesgo de incendio en función de la frecuencia de incendios y valor ecológico, modelo de combustible, estructura de la masa y valor asignado de priorización para la ejecución del programa LTD en el caso de estudio.

Presencia de infraestructuras	Valor	Riesgo de incendio	Valor	Modelo de combustible	Valor	Estructura de la masa	Valor
Si	0	Bajo	1	1, 2, 8, 9	0	Matorral	0
No	2	Medio	2	3, 5	1	Monte bravo	0
		Alto	3	6, 7	2	Latizal	1
		Muy alto	4	4, 10, 11	3	Fustal	3

El área máxima a ser tratada se estableció en 3000 ha. LTD creó un mapa de prioridad de tratamiento como una secuencia de áreas de proyecto y sus respectivas prioridades (Figura 8).

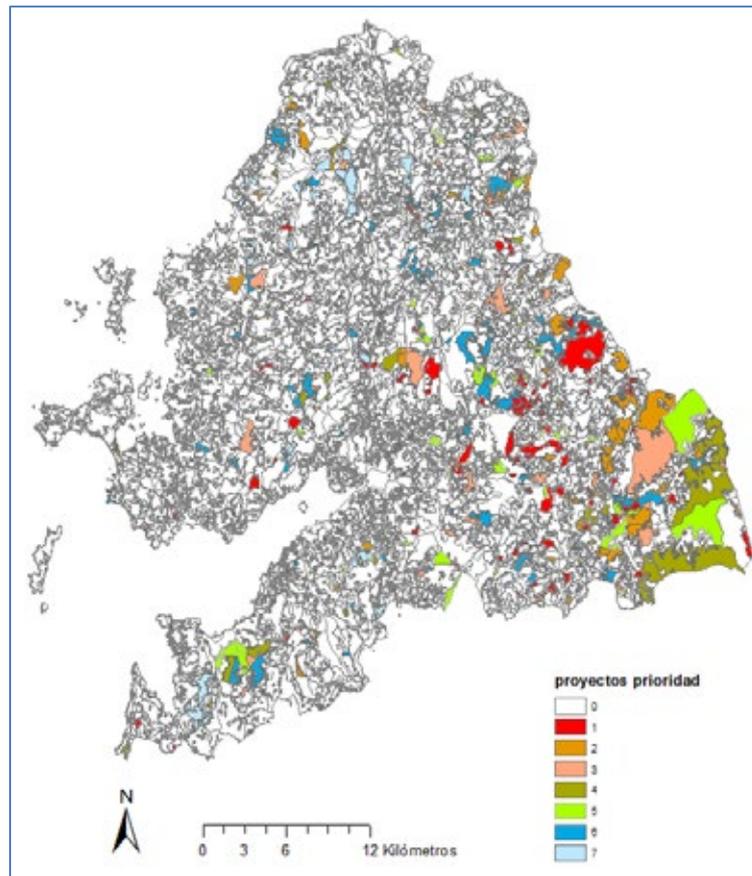


Figura 8. Distribución espacial de áreas de proyecto en orden de prioridad en el área de estudio.

Aunque los modelos de comportamiento del fuego presentan ciertas limitaciones (Mell et al. 2007; Alexander y Cruz, 2013), los resultados obtenidos muestran el alto potencial de esta metodología como herramienta de utilidad para localizar de manera estratégica los tratamientos de combustible a escala paisaje.

Bibliografía

Ager AA, Vaillant NM, Owens DE, Brittain S, Hamann J, 2012. Overview and example application of the Landscape Treatment Designer. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-859, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.

Ager AA, Vaillant NM, McMahan A, 2013. Restoration of fire in managed forests: a model to prioritize landscapes and analyze tradeoffs. *Ecosphere* 4: 29.

Alexander ME, Cruz MG, 2013. Are the applications of wildland fire behaviour models getting ahead of their evaluation again? *Environ. Modell. Softw.* 41: 65- 71.

Arellano S, Vega JA, Ruiz AD, Arellano A, Álvarez JG, Vega DJ, Pérez E, 2016. Foto-guía de combustibles forestales de Galicia. Andavira. Santiago de Compostela, 248 pp.

Fernández-Alonso JM, Alberdi I, Alvarez-González JG, Vega JA, Cañellas I, Ruiz-González AD, 2013. Canopy fuel characteristics in relation to crown fire potential in pine stands: analysis, modelling and classification. *Eur. J. For. Res.* 132:363–377.

Forthofer JM, 2007. Modeling wind in complex terrain for use in fire spread prediction. Masters thesis. Colorado State University, USA. 123 pp.

Mell W, Jenkins MA, Gould J, Cheney P, 2007. A physics-based approach to modelling grassland fires. *Int. J. Wild. Fire* 16: 1-22.

Mitsopoulos ID, Dimitrakopoulos AP, 2007. Canopy fuel characteristics and potential crown fire behaviour in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) forests. *Ann. For. Sci.* 64:287–299.

Vogler KC, Ager AA, Day MA, Jennings M, Bailey JD, 2015. Prioritization of forest restoration projects: tradeoffs between wildfire protection, ecological restoration and economic objectives. *Forests* 6: 4403-4420.

La interfaz urbano-forestal-agrícola en Galicia y el riesgo de incendio

José Antonio Vega y Cristina Fernández

Centro de Investigación Forestal de Lourizán. AGACAL. Xunta de Galicia.

Introducción

La interfaz urbano-forestal (IUF) ha cobrado un fuerte protagonismo en relación con recientes grandes incendios que han dejado tras de sí una estela de destrucción en zonas habitadas próximas a masas forestales en Estados Unidos, Canadá, Chile, Australia y Europa. Esos fuegos catastróficos además de causar numerosas víctimas y problemas de salud, cuantiosas pérdidas económicas y graves consecuencias medioambientales, han originado un elevado impacto social dejando una gran sensación de vulnerabilidad frente a estos fenómenos y una dura tarea de reconstrucción.

Galicia y el N. de Portugal han vivido también la experiencia de verse sacudidos por enormes fuegos que han puesto a prueba la capacidad de sus sistemas de defensa contra incendios y de gestión de emergencias. Necesitamos tomar conciencia de la situación en la que nos encontramos para poder desarrollar mejores medidas de protección de la población y los recursos amenazados.

La distribución de la población en Galicia y la estructura de sus recursos forestales y agrícolas convierten a la población de muchas zonas de su territorio en altamente vulnerables ante los incendios forestales. Aunque el número de incendios tiende claramente a disminuir, subsiste una fuerte presión de fuegos forestales intencionados con una elevada simultaneidad, al tiempo que continúan produciéndose profundos cambios socioeconómicos que están dejando su huella en los usos de la tierra y la cobertura de vegetación asociada. Todo ello afecta a la facilidad de propagación del fuego por el territorio, a nivel de paisaje, una escala a la que cada vez tenemos que prestar más atención en el ámbito de los nuevos megaincendios (Williams, 2013; Adams, 2013) o eventos de incendios forestales extremos (Tedim et al., 2018), surgidos principalmente de la confluencia del cambio climático y la expansión de los combustibles.

En este trabajo se efectúa primero un breve análisis de algunas características del reparto espacial de la población en Galicia y de la estructura de la propiedad forestal, dos de los principales rasgos que configuran las tipologías de interfaz existentes en esa Comunidad y su grado de exposición a los incendios forestales. Se analiza luego el riesgo de incendio en la interfaz en conexión con los tipos de cobertura de vegetación existentes en ella. Tras una corta reseña de los episodios de 2006 y 2017 que afectaron a numerosas zonas de IUF y algunas de las lecciones que pueden extraerse de ellos, se presentan unas reflexiones sobre algunas de medidas que podrían adoptarse para reducir el riesgo producido por los incendios forestales en la interfaz de Galicia.

La distribución de la población condiona los tipos de interfaz en Galicia

Una característica bien conocida de la población en Galicia es su notable dispersión, con casi 31.000 núcleos habitados o entidades singulares de población (agregados administrativamente en 3790 parroquias y 315 municipios). Representan aproximadamente el 50% de las existentes en España, a pesar de que los habitantes de esa Comunidad son solo el 6% de los de la nación (INE, 2018), y un 68% de ellas se consideran *poblamientos diseminados*. Además, seis de cada diez entidades de población con menos de cien habitantes en España están en Galicia y en numerosos municipios ha habido un *despoblamiento muy pronunciado* (Figura 1). Esto se debe a la escasa tasa de reposición demográfica, al continuado descenso de la población activa agraria, el abandono rural en general, y el asentamiento poblacional en otras zonas de la región, muy pronunciado en las tres últimas décadas del pasado siglo y continuado, aunque en mucho menor grado, en los últimos decenios (IGE, 2018 a). Todo ello ha favorecido la *expansión del arbolado* por plantación ó regeneración natural en antiguos terrenos agrícolas o de pastoreo (López Iglesias, 2004; Corbelle y Crecente, 2014), así como la *invasión del matorral*. Ambos han propiciado una mayor carga y conectividad horizontal del combustible lo que favorece la propagación del fuego y su intensidad.

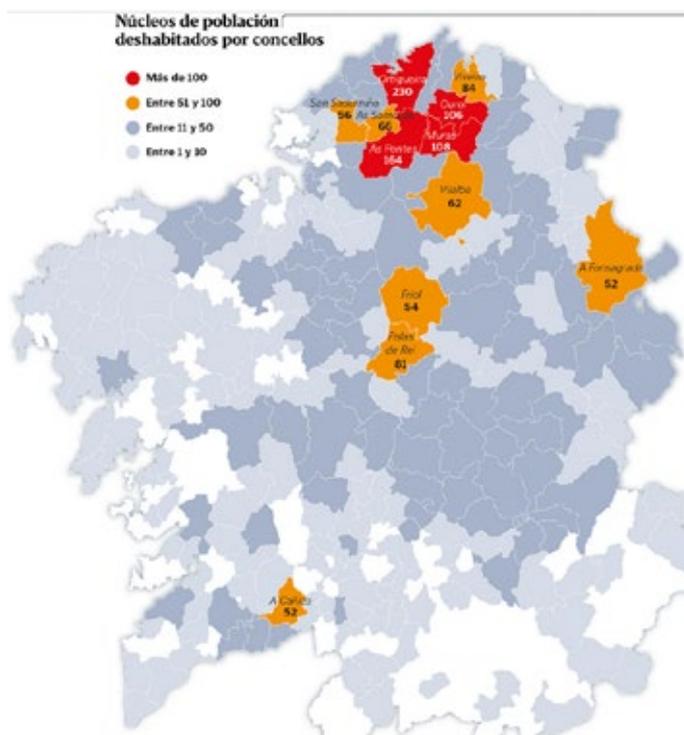


Fig.1 Mapa de los municipios gallegos catalogados por el número de núcleos de población sin habitantes (INE, 2018)

Por otro lado, existe una clara *heterogeneidad en la distribución de la población regional*. De hecho, más del 75 % de ella se concentra en menos del 20% del territorio y alrededor del 70% en solo el 6% de él (Parlamento de Galicia, 2018).

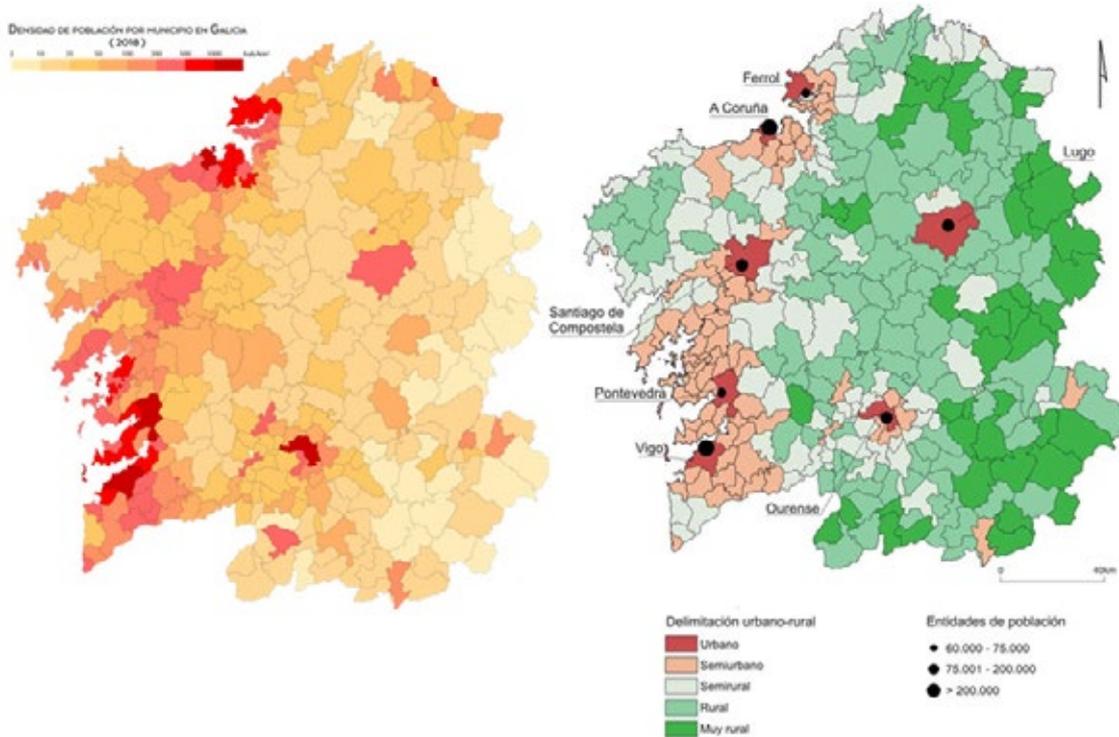


Fig 2 a) Densidad de población en Galicia por municipios (IGE, 2018), b) Clasificación de los municipios gallegos por su carácter urbano o rural (IGE, 2016).

Muy esquemáticamente, se aprecian *cuatro patrones espaciales de agrupamiento* poblacional (Fig. 2 a, b). El primero formado por la *franja costera*, articulada en torno al llamado *eje atlántico*, donde predomina un urbanismo de tipo difuso (*sprawl*) (Brueckner, 2000; Jaeger et al., 2010) y supone un 25% del territorio. Presenta una mezcla de asentamientos humanos de tipo urbano y suburbano o semiurbano, de muy alta densidad de población (media >250 habitantes km²), junto a zonas industriales, cultivos y áreas forestales intercaladas y en mucha menor medida un urbanismo rural difuso (*rural sprawl*, Radeloff et al., 2005a). Su crecimiento ha contado con una escasa planificación territorial y presenta un fuerte dinamismo de cambio de usos de la tierra. El segundo patrón lo constituyen las *zonas periurbanas* alrededor de las ciudades más pobladas, con alta densidad de población. Los incendios que ocurren en estas dos áreas desencadenan fácilmente una fuerte percepción de peligro entre la población de sus respectivas interfaces, debido a la cercanía al fuego y su exposición a las pavesas y al humo del incendio. También la percepción del daño medioambiental y escénico causado por el fuego suele ser alto, en conjunción con un nivel educativo y cultural comparativamente más alto en los habitantes de estas zonas. Así mismo estas interfaces se encuentran generalmente más expuestas al riesgo hidrológico erosivo post-incendio y la cantidad de población potencialmente amenazada puede ser elevada. Finalmente, muchas infraestructuras, bienes y recursos de alto valor se concentran en estas interfaces que al ser afectadas por el incendio o sus consecuencias sufren frecuentemente de fuertes impactos sociales y económicos.

La tercera pauta espacial poblacional lo forman los *espacios típicamente rurales*, extendiéndose principalmente por la franja central del interior de la Comunidad, ocupando la mayor extensión de ésta. Aunque existen núcleos urbanos, son generalmente de menor entidad que los de la franja occidental y predomina en ellos el urbanismo de tipo *rural sprawl*. Su densidad de población es notablemente más baja que en las dos anteriores. Está afectada de despoblación en un grado medio-alto y en ella el abandono agrario, las plantaciones forestales sin gestión y en múltiples minifundios, junto a la invasión de matorral han configurado también un cuadro de riesgo alto. Finalmente, el patrón de *espacios muy rurales* ocupa las montañas orientales y del SE de la región, con la menor densidad poblacional, la mayor edad media de sus habitantes y el nivel de vida más bajo. La orografía facilita el aislamiento y dificulta la gestión del espacio y el desarrollo económico. Constituye el “rural abandonado” (López Iglesias, 2018). Los incendios suelen ser también de mayor tamaño que en las otras zonas porque los combustibles son más continuos y el clima es más mediterráneo. En conjunto, los datos de 2016 (IGE, 2016) indican que los municipios rurales y muy rurales ocupan alrededor de un 80% do territorio y cuentan solo con el 27% de los habitantes.

La fragmentación de la propiedad rural y su abandono también afectan al riesgo de incendio en la interfaz

Un importante dato complementario del cuadro anterior, con implicaciones en la interfaz urbano- forestal y agrícola –forestal y en la vulnerabilidad de éstas al incendio, es la elevada fragmentación de la propiedad rural. La superficie de Galicia supone algo menos del 7% del territorio español pero su suelo rústico representa el 16,5%. En su suelo rústico hay más de 11 millones de parcelas catastrales (el 28,3% de las que hay en España; Ministerio de Hacienda, 2018). La superficie media por parcela rústica es de 0,26 ha, con Pontevedra y Ourense con los tamaños medios más bajos, 0,17 y 0,20 ha, respectivamente. El grado de abandono del espacio rural se manifiesta en que hay aproximadamente un 25% de esas parcelas de suelo rústico que son de un dueño ilocalizable y alrededor de 300.000 carecen de dueño (Parlamento de Galicia, 2018). Por otra parte, existen unos 7,9 millones de recintos de uso forestal que vienen representando entre el 55 y 66% del territorio según las fuentes%, con el 97,3% de esa superficie forestal es de propiedad particular. De ella el 66% pertenece a propietarios a título individual y el restante a figuras de propiedad colectiva. De esta últimas los montes vecinales en mano común representan más del 99% (Caballero, 2015). La propiedad particular individual es de muy pequeña extensión, con el 80% de menos de media hectárea. El número exacto de propietarios individuales es desconocido, situándose entre 450.000 y 675.000, la mayor parte de ellos (85%) desligados de la actividad rural (Parlamento de Galicia, 2018). Este minifundio forestal, propicia la falta de gestión por su baja rentabilidad y eleva el peligro debido a los combustibles no tratados, en un área como Galicia de fuerte crecimiento de la vegetación. Por otro lado, desde 1985 hasta la fecha la superficie agraria útil de Galicia ha disminuido en un 33%, ocupando en la actualidad entre 21% y el 30% del territorio según las fuentes (López Iglesias, 2018). De los habitantes que trabajan en los municipios rurales y muy rurales sólo el 14,3% tienen como ocupación principal la actividad agraria o pesquera, y suponían solo 45.600 personas en 2013, según la Encuesta de explotaciones agrarias, en un total de 78.400 explotaciones

Las tipologías de interfaz en Galicia

Las dos características anteriores dan lugar a que existan en Galicia varios tipos de interfaz, en sentido amplio, incluyéndose en esa denominación las zonas de contacto urbano con áreas de uso agrícola-pastoral que son áreas generadoras de igniciones y también amenazadas por los incendios que surgen dentro y fuera de ellas. No obstante, presentan distintos grados de amenaza por los incendios.

Chas Amil et al. (2013) realizaron un detallado análisis de los patrones espaciales de la IUF de Galicia, efectuando su identificación, clasificación y cartografiado. Se basaron en la disposición espacial de las edificaciones y la fragmentación de la vegetación. El área de interfaz se definió por la intersección de una banda de 400 m desde el límite de los polígonos forestales mayores de 500ha- considerada una zona de influencia forestal- con otra de 50m alrededor de las edificaciones, teniendo en cuenta lo dispuesto en la Ley 3/2007 de prevención de incendios forestales de Galicia, modificada por la Ley 7/2012.

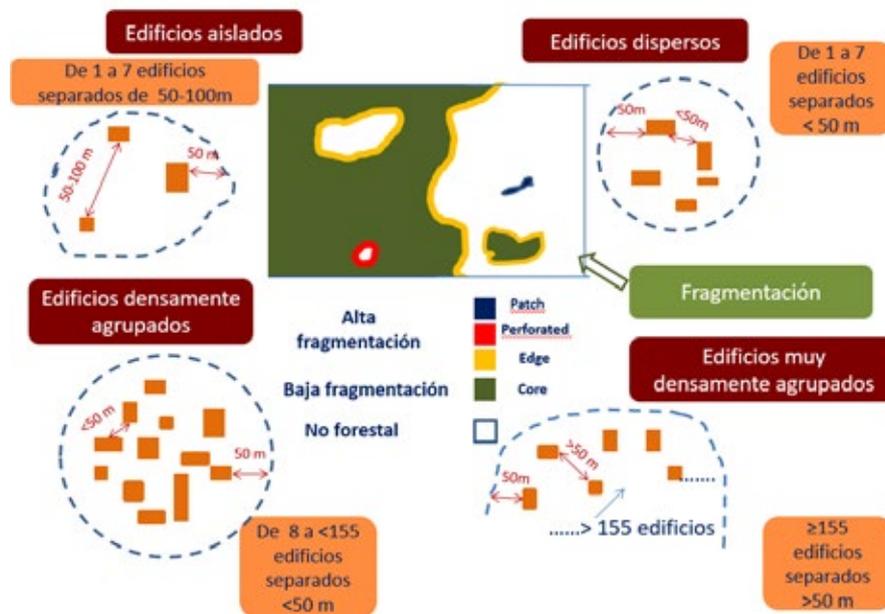


Fig.3 Tipos de configuración de las edificaciones y de la fragmentación de la vegetación en la clasificación de la IUF de Galicia empleada en el estudio de Chas Amil et al. (2013)

De sus datos se desprende que el área ocupada por la interfaz -en Galicia supone el 8,3% de su territorio. Esta cifra en 2006 era comparable, por ejemplo, a la media de Estados Unidos a principios del 2000 (Radeloff et al., 2005), aunque posteriormente ese país ha incrementado mucho ese porcentaje con gran rapidez, ya que entre 1990 y 2010 ha alcanzado el 33% de aumento (Radeloff et al., 2018). Un aspecto muy importante es que la enorme dinámica de cambio de usos de la tierra en Galicia en los últimos cuarenta años ha modificado las cubiertas de vegetación de forma muy pronunciada, alterando también la extensión y características de la interfaz. Por ejemplo, Corbelle y Crecente (2014) encontraron que entre 1985 y 2005, el 43% de la superficie de Galicia cambió de uso de la tierra, con una reducción del 16% de la superficie agrícola cultivada (alrededor de 146000 ha); al mismo tiempo el

terreno improductivo aumentó en un 116% (unas 78000ha), lo que sin duda generó un fuerte incremento de la interfaz.

Existen notables diferencias en relación al porcentaje de superficie ocupado por la interfaz entre zonas de Galicia. Las mayores disparidades se observan entre los Distritos forestales de la costa atlántica que presentan valores elevados (>7% de su territorio) ocupado por la IUF. Desatacan los Distritos XII (Miño-Arnoia), XVII (Condado-Paradanta) y XVIII (Vigo-Baixo Miño), donde ese porcentaje oscila entre el 12,5 y el 15,1. Como contraste, los valores más reducidos se tienen en los sectores E y SE de la región, donde esos porcentajes son inferiores al 5%.

Un rasgo muy destacable es que el 79,5 % del área de la interfaz de Galicia corresponde a terreno no forestal. Esto significa que la denominada usualmente “interfaz urbano-forestal” (IUF) es principalmente una interfaz urbano-agrícola (IUA). De modo que sería más apropiado designarla con esa denominación. Es importante también señalar que, en ese tipo de interfaz, donde crece la vegetación no forestal, se encuentra prácticamente toda la superficie construida en la interfaz urbana de la Comunidad (94,5%) y que prácticamente toda su superficie (96,5%) está edificada. Esto rebaja su vulnerabilidad social cuando esa interfaz está cultivada, en comparación a cuando ha sido invadida de matorral por falta de explotación. En cuanto a la fracción verdaderamente forestal de la interfaz (20,5% restante), las áreas con alto nivel de fragmentación de la vegetación representan el 75% de ella. Esto supone una característica positiva desde la perspectiva de riesgo porque reduce la conectividad de los combustibles forestales y los costes de la retirada de la vegetación más peligrosa. Con todo, esa superficie altamente fragmentada representa solo un 15% respecto a la superficie total de la interfaz de Galicia.

En resumen:

El 80% de la superficie de la interfaz es urbano-agrícola y no urbano-forestal.

Tiene la mayor parte de su superficie ocupada por edificios.

Es mayoría (54,7%) la formada por agrupamientos densos y muy densos de edificios

Una gran mayoría de los incendios comienza en esa IUA

En la IUF la vegetación forestal está muy fragmentada. Eso significa menor peligrosidad que la asumida generalmente, condicionada por el estereotipo de “los árboles pegados a las casas”. Si la fragmentación es originada por la mezcla con cultivos, eso es positivo para ralentizar la propagación del fuego en las inmediaciones de las viviendas. Sin embargo, si son terrenos agrícolas abandonados e invadidos de matorral, los combustibles resultantes pueden ser más peligrosos que el arbolado. La fragmentación baja puede jugar un papel ambivalente. Si la vegetación forestal es de pinar puede facilitar el fuego de copas si el sotobosque no está tratado preventivamente. Si son caducifolias, pueden ayudar a mantener un microclima y humedad de los combustibles muertos más favorable y su aclareo intenso, preconizado en la actual legislación, puede ser negativo ya que estas masas usualmente están libres de fuego de copas y de hecho pueden actuar disminuyendo la intensidad del fuego (e.g. Fernandes 2009; Fernandes et al. 2010; Arellano et al. 2017).

El riesgo de incendio en la interfaz

Un gran número de incendios en Galicia realmente comienzan en áreas sin ninguna vegetación de tipo forestal, es decir ligadas a actividades agrarias, y que luego se propagan a áreas forestales colindantes y son catalogados como incendios forestales. Chas-Amil et al. (2013) recuerdan que en un lugar como Galicia, donde el uso de la tierra genera una mezcla de áreas forestales altamente fragmentadas y otras no forestales, esos resultados reflejan fuegos intencionados, relacionados con la agricultura y el pastoreo, que son encendidos y no atendidos. Al mismo tiempo podrían expresar conflictos que generalmente ocurren entre usos y gestión de la tierra y problemas de propiedad, (e.g. Sineiro 2006, Gómez-Vazquez et al., 2009; Marey et al. 2010; Prestemon et al., 2012; Barreal y Loureiro, 2013; Fuentes-Santos et al., 2013; Moreno et al., 2014; Chas-Amil et al., 2015; Boubeta et al., 2015; López-Rodríguez y Marey, 2017; Da Ponte et al., 2019). La mezcla, en un espacio reducido, de usos urbanos, agrícolas y forestales, crea interfaces que suponen áreas de fricción de intereses que favorecen la proliferación de incendios (Ortega et al., 2012; Costafreda et al., 2017). El influjo de la IUF en la aparición de igniciones es un hecho también documentado en otros estudios a diferentes escalas (Syphard et al., 2007; Vilar et al., 2008, 2011, 2016; Rodrigues et al., 2014; Gallardo et al., 2015; Costafreda et al., 2018) si bien parece que sin una tendencia clara de cambio en el tiempo para el conjunto de España (Vilar et al., 2016; Rodrigues et al., 2018).

Si se aplican a los datos del estudio de Calviño Cancela et al. (2016) los relativos al porcentaje de incendios dentro de la interfaz de Chas -Amil et al. (2013), se tiene que el área quemada en ella entre 2006 y 2011 podría suponer en torno a un 6% de la total ardiada en ese periodo. Esa es una cantidad considerable, dado que la interfaz se definió para una banda de 500 m alrededor de los núcleos habitados. Como comparación, por ejemplo, entre 2000 y 2015 en el Oeste de los Estados Unidos el área quemada de interfaz representó un 15 % de la total, pero con una banda de 2.4km circundando los núcleos habitados.

Por otra parte, los porcentajes de incendios intencionados fueron altos (de media 68% y nunca por debajo del 50%) para todas las cubierta vegetales (Fig.8). Los más elevados, con mucho, se encontraron en los matorrales, seguidos de los cultivos agrícolas, caducifolias, pinares y masas abiertas, y muy pocas diferencias entre ellas. Algo menos de intencionalidad (56%) se detectó en las restantes coberturas que también difirieron poco entre ellas. Estos datos parecen indicar problemas de usos de la tierra en zonas circundantes a las viviendas rurales especialmente cuando están cubiertos de matorral. También resulta interesante que en los cultivos agrícolas, muy humanizados y con escaso combustible, se produzca una intencionalidad tan alta que podría asimismo reflejar tensiones por cambio de uso del terreno. No menos destacable es que los fuegos en las caducifolias muestren una intencionalidad tan elevada.

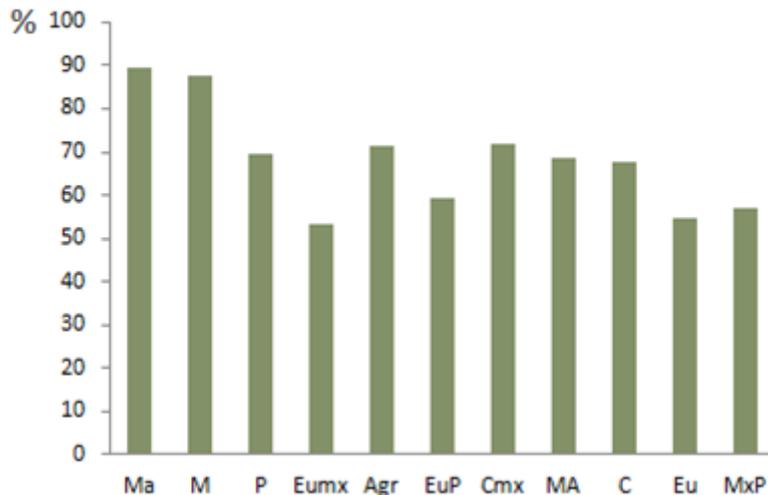


Fig.4 Porcentaje de incendios intencionados en la interfaz en Galicia en el período 2006-2011, según el tipo de cubierta de vegetación. Ma: Matorral abierto (cobertura<60%); M: Matorral con cobertura>60%; Eumix: Eucaliptal con otras especies distintas de pino; EuP: Eucaliptal mezclado con pinar; MA: masa forestal con cobertura<60%; Eu eucaliptal; P: pinar; Pmx pinar con otras especies A: Terrenos de cultivo agrícola; C :Caducifolias ; Cmx: Caducifolias en mezcla. Según datos de Calviño et al. (2016).

La percepción de la población al riesgo debido al tipo de vegetación presente en la interfaz también es importante de cara a las medidas de autoprotección. Una gran cantidad de habitantes de la interfaz de Galicia ha tenido ocasión de padecer el riesgo debido al fuego en las cercanías de sus viviendas. Por ello esa relativamente reducida disminución en la percepción del riesgo, debida a la presencia de caducifolias, parece consistente con el hecho de que frente a condiciones meteorológicas extremas y suficiente potencia del incendio toda la vegetación arde y las diferencias entre especies se atenúan (Barros y Pereira 2014; Fernández et al. 2016; CTI, 2017). No parece por esto último que la protección brindada por las caducifolias deba considerarse completa. Por tanto, aunque en condiciones normales las caducifolias moderen el riesgo de inicio (et al., 2006), el comportamiento del fuego y su severidad (Taylor et al., 1997; Fernández et al., 2010 Arellano et al., 2017) su consideración como “plantas resistentes al fuego” puede despertar expectativas poco realistas respecto a su capacidad de enfrentar cualquier tipo de incendio, independientemente de su intensidad.

Los resultados indican un panorama complejo que dista de ser claro, en relación a las igniciones y área quemada en la interfaz y que parece depender del período de tiempo considerado en el estudio, probablemente porque otros factores, como condiciones meteorológicas e intensidad de los incendios en el momento del impacto sobre la interfaz, oportunidades de intervención de los medios de extinción, tipo de interfaz y ubicación de ella respecto al avance del incendio, entre otros, influyan en los resultados. También la técnica estadística no parece indiferente a los resultados obtenidos.

Nuevos tipos de incendios amenazan a la interfaz: las crisis de 2006 y 2017

Los grandes incendios de 2006 y 2017 de Galicia representan una nueva clase de fuegos que no solo adquirieron un gran tamaño, sino que también crearon situaciones de gran peligro para los habitantes de la IUF. En el complejo de unos 1600 fuegos desencadenados entre el 4 y el 13 de agosto de 2006, con más de 6.000 focos, ardieron unas 93.000 ha (Ministerio de Medio Ambiente 2006; Martín et al., 2007; Xunta de Galicia 2007; González-Alonso y Merino, 2009). Es decir, en torno a un 5-6% de la superficie forestal de Galicia, destacando 24 incendios de más de 1.000ha. Los incendios mostraron un agrupamiento espacial (Barreal y Loureiro 2013; Balsa Barreiro and Hermosilla 2013; Marey et al. 2017). Un 90% del área quemada correspondió a las provincias atlánticas occidentales donde hubo municipios en los que más del 40% de su superficie fue afectada por el fuego. Los incendios quemaron un 14% de la superficie de la provincia de Pontevedra y un 8% de la de A Coruña. A consecuencia de esos fuegos fallecieron cuatro personas y se produjeron pérdidas a corto plazo de entre 238 y 336 millones de euros según Barrio et al. (2007), si bien los autores reconocen que el efecto sobre algunos sectores no fue contabilizado y tampoco se evaluó el efecto a medio plazo. Desde el punto de vista humano, el impacto emocional sufrido por parte de la población fue muy fuerte. Según encuestas de los medios la mayoría de la población gallega no recordaba ninguna oleada de incendios similar. Además, estos incendios produjeron efectos indeseables en la salud de una parte de la población, detectadas posteriormente (Caamaño et al., 2011).

La IUF sufrió también un tremendo impacto por el fuego (Balsa Barreiro 2012). Si bien en la crisis incendiaria de 1989 ardió una superficie mayor (alrededor de 190.000ha), la de 2006 supuso un cambio de patrón espacio-temporal en las igniciones (Balsa Barreiro et al., 2014), caracterizado por una gran simultaneidad de un número muy elevado de fuegos en las cercanías de la IUF de la franja costera y zonas periurbanas, dos áreas no solamente con la más alta densidad de población y urbanización de Galicia, sino formando parte del “eje atlántico” donde se desarrolla mayor actividad económica de la Comunidad. En total 2.844 ha de áreas urbanas se vieron afectadas por el fuego (Martín et al., 2007). Entre el 1 y 15 de agosto de 2006 se produjeron 1.050 incendios de niveles 1 y 2, que suponen un riesgo para la población. La longitud de interfaz afectada por el fuego en los 15 días citados alcanzó los casi 800km, mientras el número de entidades de población amenazadas directamente entre el 4 y el 13 de agosto superó las 7.500 (Xunta de Galicia, 2007).

Ese cuadro de elevada simultaneidad de incendios, amenazando a un gran número de núcleos habitados, se produjo en un escenario meteorológico muy desfavorable, caracterizado por altas temperaturas y una sequía acumulada considerable (Cruz y Lago, 2007). El índice canadiense FWI de peligro meteorológico de incendio forestal estuvo en valor extremo entre el 3 y 15 de agosto y los valores de los componentes de ese índice oscilaron entre alto, muy alto y extremo, típicos de incendios extremadamente grandes (> 2.500 ha) en áreas de similar vegetación en Portugal (Fernandes et al., 2016). El operativo de extinción acudió prioritariamente a tratar de auxiliar al mayor número de núcleos de población en peligro, pero la gran simultaneidad de los fuegos lo desbordó. Además, eso mismo hizo que numerosos focos producidos en el ámbito forestal y no atendidos, se convirtieran en incendios con mucha mayor dificultad de extinción, que a su vez amenazaron nuevos asentamientos humanos.

Los episodios de 14, 15 y 16 de Octubre de 2017 tuvieron una dinámica distinta. Las igniciones coincidieron con un fenómeno meteorológico muy inusual hasta entonces, el paso del ex huracán *Ofelia* que tocó lateralmente a Galicia en su desplazamiento hacia el N, generando una gran elevación de temperatura del aire, un descenso muy marcado de la humedad relativa y especialmente fuertes vientos de componentes S y SO. Estas condiciones meteorológicas se produjeron después de un período de sequía muy marcado, con anomalías de precipitación en los cuatro meses precedentes de entre el 19% y 79% (MeteoGalicia 2017) y la consiguiente sequedad en el suelo. El índice de peligro FWI era extremo, (con un valor un 37% más alto que el máximo de la crisis de 2006). El 60% de las igniciones tuvieron lugar entre las 20:00 y 8:00 horas (fuera del periodo de actuación de los medios aéreos) y en varios puntos en cada incendio. En esos tres días ocurrieron 247 incendios que quemaron 48.711 ha (Cela, 2018), de ellos 22 grandes incendios (>500ha), responsables del 80% del área afectada, con alguno superando las 8.000 ha. En las provincias de Ourense y Pontevedra se concentró la mayor parte de la superficie ardida, con el 45,4% y el 41,3, % del total quemado, respectivamente. La mayoría de los incendios del 14 y 15 fueron fuegos dominados por el viento, resultando en altas velocidades de propagación del fuego. Estas se vieron también favorecidas por la baja humedad ambiente y de los combustibles muertos, así como por la proliferación de focos secundarios originados por multitud de pavesas que encontraron los combustibles receptores muy propensos a inflamarse por su baja humedad. No obstante, cabe destacar varios aspectos favorables: a) la relativamente baja-moderada retroalimentación del fuego por la atmósfera, debido a una limitada interacción del fuego con aquella, al abortar el fuerte viento el desarrollo de pirocúmulonimbos, y b) la reducida severidad del fuego en muchas zonas (Picos et al., 2019; Sobrino et al., 2019). Esto último pudo deberse precisamente a la alta velocidad del fuego y la propagación por pavesas, que originaron focos secundarios a gran distancia, muchos de los cuales crearon fuegos que afortunadamente no llegaron a producir una coalescencia masiva de frentes.

Los incendios de octubre de 2017 provocaron la muerte de cuatro personas y amenazaron a numerosas zonas urbanas y periurbanas. Baste indicar que debido a esto último se produjeron 24 activaciones del Plan Especial de Protección Civil ante Emergencias por Incendios Forestales en la Comunidad Autónoma de Galicia (P.E.I.F.O.G.A.) por situaciones tipo 2. De hecho, en tan solo tres días se declararon más situaciones 2 que las acumuladas en los cinco años precedentes (Cela, 2018). Algunos municipios como As Neves resultaron con prácticamente la mitad de su extensión recorrida por el fuego, produciéndose daños importantes en edificaciones, un impacto muy notable en la vegetación y extensas zonas forestales con los suelos muy afectados, lo que obligó a un plan de rehabilitación de urgencia para paliar los efectos post-incendio (Fernández, comunicación personal). Las interfaces de tipo disperso y periurbano fueron las más afectadas, a diferencia de los eventos ocurridos entre 2006 y 2008 donde lo fueron los agrupamientos más densos (Chas Amil et al., 2013). El mayor riesgo de pérdidas de viviendas se ha observado generalmente en agrupamientos de baja densidad en otros países (Syphard et al., 2012; 2013; Syphard y Keeley, 2019). Afortunadamente en los incendios de 2017 un número de zonas de interfaz fueron impactadas por frentes laterales de los fuegos y la dirección del viento se mantuvo sensiblemente constante, especialmente durante los dos primeros días de la crisis. Eso ayudó a los equipos de extinción y de emergencias en su trabajo de protección de núcleos habitados, de combate del fuego en las

áreas próximas a la IUF bajo capacidad operativa y de evacuación de personas. En conjunto, y teniendo en cuenta la potencia desarrollada por los incendios, y el bajo número de víctimas, lo indicado habla de la eficiencia del sistema de defensa contra incendios y de protección civil. Sin embargo, la concurrencia de los factores indicados apunta a la necesidad de mejoras en el sistema en su conjunto, algunas de las cuales son comentadas más adelante.

Algunas medidas de disminución del riesgo de incendios en la interfaz

Las líneas anteriores han evidenciado que el riesgo de incendio en la interfaz es un problema complejo porque esa área participa de la problemática de incendios de los espacios agrícolas, forestales y al mismo tiempo añade singularidades propias. Entre estas la de jugar un papel ambivalente. Unas veces los incendios forestales llegan a ella, amenazando directamente a las viviendas. En ese sentido lo que exista y se haga en las cercanías de la interfaz afectarán indefectiblemente a ella. En otros casos, los fuegos se inician desde ella misma y al propagarse a los espacios colindantes se transforman en incendios forestales, con sus variadas consecuencias. Por tanto, el tratamiento del riesgo de incendio en la interfaz requiere una perspectiva múltiple y a varias escalas espaciales. Se comentan seguidamente algunas de las medidas que pueden contribuir a reducir ese riesgo y que atañen a esas diferentes escalas.

La necesaria integración de planificación territorial, agraria y urbana

Parfraseando a Bustik et al. (2015): “Fuego y uso de la tierra forman parte de un sistema conjunto”. Por ello cuanto más desacoplados estén, cabe esperar más problemas de incendios, especialmente en áreas como Galicia donde el incendio tiene un origen antrópico y su alta intencionalidad es un exponente de conflictos sociales/del territorio no resueltos.

Por tanto, es muy importante una coordinación entre la planificación territorial de usos de la tierra, la urbana, la planificación forestal y agraria en general, y la de prevención de incendios. Los incendios que esperamos bajo el cambio climático requieren entender que el fuego se va a propagar a través del paisaje y que por lo tanto la cantidad y conectividad de los combustibles a esa gran escala es la que hay que tratar de modificar para reducir su intensidad, aumentando así el potencial de los equipos de extinción y limitando el daño del incendio. Sin embargo

La actual legislación sobre el suelo de Galicia (Ley 2/2016 y su Reglamento, Decreto 143/ 2016 y Decreto 80/2000 por el que se regulan los planes y proyectos sectoriales de incidencia supramunicipal) y la de ordenación del territorio de Galicia(Ley 10/1995) no parecen contemplar mecanismos estrechos de coordinación entre políticas de ordenación territorial y de medio rural,. La salvedad es la importante prohibición de urbanizar y construir viviendas no asociadas a las explotaciones agrícolas que, en principio, debería limitar el crecimiento de la interfaz. Sin embargo, el Decreto 19/2011 de Directrices de ordenación territorial de Galicia establece fuertes conexiones con la planificación rural figurando entre sus objetivos la prevención y reducción de los efectos derivados de riesgos naturales y tecnológicos. Así mismo, incorporando la evaluación y gestión de riesgos en la formulación de los restantes instrumentos de ordenación del territorio y del urbanismo. De hecho, su articulado prevé la exclusión del proceso urbanizador de aquellas zonas expuestas a riesgos naturales o antrópicos, después de un análisis por los órganos sectoriales competentes, aunque hasta ahora no parece haber tenido ninguna concreción práctica. También, como directrices

orientativas en materia de medio rural contempla acciones para superar la elevada fragmentación de la propiedad, reducir y revertir el abandono de las tierras, y mejorar las condiciones de desarrollo sostenible de actividades agrícolas, ganaderas y forestales. Se incluyen además la mitigación y adaptación a los riesgos ambientales, en especial los incendios forestales. La aplicación de esas directrices facilitaría esa integración indicada. Así mismo, la Ley 9-2002 de ordenación urbanística y protección del Medio Rural de Galicia y sus modificaciones establecen limitaciones al desarrollo urbano por riesgos, y entre ellos el de incendio y deberes a los propietarios rurales de prevención de incendios. Por su parte el nuevo anteproyecto de ley de ordenación del territorio de Galicia, recientemente presentado en el Parlamento gallego, recoge esa filosofía de evaluación y minimización de riesgos en las actuaciones urbanísticas y otras que en definitiva afectan al tamaño y estructura de la interfaz. Una simulación del efecto del aumento de la interfaz en Galicia, desarrollada por Chas-Amil et al. (2015), puso de manifiesto la importante influencia de su tamaño en la actividad de incendios.

El papel clave de una actividad agraria renovada

El despoblamiento y el abandono de actividades agrícolas ha favorecido durante años el crecimiento de la superficie forestal arbolada, principalmente por la expansión de plantaciones forestales de rápido crecimiento en antiguos predios con cultivos agrícolas y pastizales. La ley 2/2012 de Montes de Galicia, sin embargo, ha establecido la prohibición de plantaciones de eucalipto en los cambios de actividad agrícola a forestal. También en los sitios en que no ha habido transformación forestal esos terrenos se ha visto invadidos de matorral, con el consiguiente aumento de peligro debido a esos combustibles. Las plantaciones productivas en los montes comunales sin tratamientos preventivos de combustible han asimismo propiciado extensas masas continuas de alta combustibilidad. Paradójicamente al mismo tiempo existe una carencia de tierras para muchas explotaciones agrarias innovadoras y emprendedoras (López Iglesias, 2018). Esto genera ineludiblemente tensiones por el uso de la tierra que favorecen los incendios.

El papel de fragmentación de los combustibles que ejercían las zonas agrícolas a nivel de paisaje, actuando como barreras y amortiguadores de la propagación e intensidad del fuego, se ha perdido por abandono de la actividad en muchas de las explotaciones en un proceso similar al de otros territorios europeos (e.g. Moreira et al., 2009; Azevedo et al., 2011; Pausas y Fernandez-Muñoz, 2012) Mientras, el terreno urbano y las edificaciones han aumentado con el resultado de un incremento de su exposición al riesgo de incendios.

El fomento y la dinamización de la actividad agrícola pueden jugar un papel muy importante en la prevención de los incendios. Como Moreira y Pe'er (2018) señalan, la agricultura es una de las principales fuentes de incendios en Europa (y también en Galicia) y sin embargo es así mismo parte de la solución. Una recuperación al menos parcial del paisaje en mosaico, aumentaría la fragmentación del combustible, dificultando la propagación (Loepfe et al., 2011, 2012; Fernandes et al., 2016). Esto es aún más pronunciado en los incendios de interfaz ya que no puede olvidarse que cuatro de cada cinco partes de la superficie de la interfaz de Galicia son agrícolas. Como hemos visto, en rigor, la interfaz es muy mayoritariamente urbano-agrícola.

El abandono agrario y el éxodo rural se asocian generalmente a un mayor número de incendios. Sin embargo, cabe cuestionar (Chas-Amil et al. 2015) si ese escenario en realidad incrementa la probabilidad de incendio, comparado al uso intensivo de la tierra con finalidad agrícola/ pastoreo, del que muchos estudios han evidenciado en Galicia y otras muchas regiones de los países del S. europeo su influencia. No puede olvidarse que el abandono agrario en los últimos veinticinco años ha corrido parejo con una significativa tendencia a la disminución del número de incendios y la superficie quemada en Galicia, si bien esto último puede atribuirse a una mejora sustancial del dispositivo de extinción. Puede especularse con que si esa tendencia al abandono rural se mantiene es posible que el número de incendios continúe disminuyendo. Sin embargo, el empeoramiento consolidado de las condiciones meteorológicas y de los combustibles, junto a una mayor frecuencia de episodios meteorológicos extremos, expansión urbana difusa y una tipología de igniciones cada vez más asociada a la interfaz, apuntan a un mismo resultado. Aunque el número de incendios haya disminuido y el promedio de la superficie quemada tienda a disminuir, el riesgo de eventos de incendios extremos ha aumentado (Tédim et al., 2018) y tendrá cada vez consecuencias más dramáticas para las personas que habitan la interfaz y los bienes y recursos asociados.

La cuestión clave es si un nuevo fomento de la actividad agrícola/ pastoral va a ser suficientemente potente para conseguir dos objetivos simultáneamente: a) estimular una actividad agraria-forestal, capaz de mantener un paisaje en mosaico con menor carga y continuidad de combustible, en un contexto europeo y también gallego de desagrarización, profundo cambio rural y creciente expansión y forma de vida urbana(Verbug et al., 2010; Allones-Pérez, 2012; López-Iglesias 2018), y b) producir una mejora sustancial de la concienciación que reduzca el probable aumento del número de igniciones que esa política conlleve, a la vista de lo que la investigación sugiere(e.g. Ortega et al 2012). Si esto último no fuera así, podría producirse también una cierta compensación entre incendios más frecuentes, pero de menor intensidad y daños, que redujeran la gravedad del problema.

Las vías sugeridas para reducir ese riesgo dan un fuerte protagonismo a la agricultura, bien sea a través de la expansión de cultivos, como áreas tampón, preferentemente en áreas distintas de las ya cultivadas (Loepfe et al., 2011, 2012), o un fuerte cambio de política agraria (Moreira y Pe'ér, 2018) en su conjunto. En Galicia la vía incentivada por la Consellería de Medio Rural de creación de las aldeas modelo, dirigida a una reactivación de la actividad agraria alrededor de los pequeños núcleos de población, va en esa dirección y serviría para mantener las fajas secundarias con bajo nivel de peligro de incendio. El fomento del agrupamiento de fincas y arrendamiento de ellas, conectadas con el Banco de Tierras y el nuevo Banco de explotaciones, puede ser una fórmula atractiva para mantener esas zonas con un control del combustible. Y sin que esto último se convierta en una carga económica para los propietarios, al conseguir una rentabilidad por su puesta en producción. Podría resolverse así uno de los principales problemas de mantener la eficacia de las fajas citadas a largo plazo. Por otro lado, los dos Bancos citados facilitarían el funcionamiento de nuevas explotaciones agrícolas que rebajarían las tensiones debidas al uso de la tierra, una causa de conflictos y de incendios asociados, contribuyendo a crear un espacio multifuncional de menor riesgo. Lo anterior necesita de medidas de apoyo contra el despoblamiento del espacio rural que incentiven el empleo ligado a la agricultura, la mejora de las condiciones socioeconómicas y

calidad de vida en el sector, al tiempo que se valorizan sus productos y servicios (Hernando et al., 2012).

Una gestión del fuego más integrada con la planificación y gestión forestal y poniendo más énfasis en la prevención, preparación y mitigación

El mantenimiento de un sistema de extinción fuerte, en una Comunidad como Galicia donde la densidad de igniciones continúa siendo muy elevada y existe un porcentaje muy alto de incendios intencionados, y de causa desconocida, así como debidos a conflictos ligados al uso de la tierra, es esencial para proteger la vida humana, infraestructuras y bienes. Máxime si existe una extensa y vulnerable interfaz.

Pero ello no es suficiente sin un correlativo esfuerzo en la gestión de los combustibles. Sin éste, el éxito en el control del fuego conduce directamente a la paradoja de la extinción (Busenberg, 2004; Silva et al., 2010; Calkin et al., 2015). Esto es más grave cuando las condiciones socioeconómicas en el rural favorecen la expansión de los combustibles y existe la amenaza de mayor frecuencia de episodios meteorológicos extremos. Gestionar los combustibles preventivamente a nivel de paisaje se ha vuelto más necesario con el régimen de fuego alterado por el cambio climático.

Hemos visto cómo desde la planificación de usos del terreno-incluyendo el urbano- y una reactivación de la actividad agrícola pueden influirse en el paisaje. Pero Galicia tiene multitud de minifundios forestales abandonados de gestión que contribuyen a crear situaciones de combustibles de alta peligrosidad para muchas zonas de interfaz. La única fórmula viable económicamente de poder realizar esa gestión es la cooperación y asociación entre propietarios, a través de planes de gestión de unidades territoriales más grandes, que aseguren su rentabilidad. Chas-Amil et al. (2015) estimaron, mediante simulación, en un 6% la reducción en el número medio de incendios por parroquia con un incremento del 25% en la gestión conjunta de los propietarios privados. La distribución espacial de la mejora fue bastante irregular, pero en conjunto, tendieron a predominar los valores de reducción en el rango 4-8% en las zonas más conflictivas. Sin embargo, el gran desafío es cómo lograr que los miles de pequeñas parcelas abandonadas y cuyos titulares no son conocidos puedan ser integradas en superficies de mayor tamaño, que a través de una gestión adecuada puedan mantener una productividad sostenible, prestar servicios ecosistémicos y rebajar el peligro debido a los combustibles. Se plantea si la intervención directa de la Administración en esas propiedades está justificada y si hay capacidad técnica y económica para acometerla. Posibilidades como los polígonos de agrupamiento de propietarios, bajo formas jurídicas más abiertas y con mejores apoyos fiscales que los de los intentos semejantes anteriores, necesitan un fuerte impulso. Su inclusión en el Banco de tierras ofrecería oportunidades de puesta en explotación que podrían ayudar a reducir el peligro de los combustibles. Se requieren también medidas para mejorar la gestión y cultura forestales. Los sistemas agro-silvo-pastorales, que han sido componentes clásicos del paisaje gallego tradicional, pueden aportar una rentabilidad económica útil para estimular la puesta en gestión de esos terrenos. La investigación en Galicia sobre esa temática es amplia, habiendo demostrado la factibilidad de esa opción y los beneficios ambientales asociados (Rigueiro et al., 2009; Mosquera-Losada et al., 2005, 2009; Rois-Díaz et al., 2006; Pasalodos-Tato et al., 2009).

De cualquier forma, la intervención de los combustibles en el espacio forestal es una operación económica, técnica y ecológicamente retardadora y las intervenciones tienen sin duda que realizarse con criterios estratégicos y de priorización de la seguridad humana. Las posturas de investigación sobre la oportunidad de las actuaciones sobre los combustibles están básicamente divididas en dos corrientes (Moritz et al. 2018): a) los que argumentan que las condiciones meteorológicas tienen un papel preponderante en el comportamiento del fuego y que por tanto los tratamientos de combustible tienen una limitada capacidad para cambiar las tendencias del régimen de fuego, máxime en las condiciones extremas propiciadas por el cambio climático y b) los que abogan por los tratamientos preventivos, en extensiones grandes, para aumentar la resiliencia de las masas forestales a futuros fuegos y adaptarlas al cambio climático y en su caso restaurar los ecosistemas adaptados a un régimen de fuego alterado por el hombre. Estos últimos consideran que aunque la meteorología y el clima son claves, una parte importante de la severidad del fuego se debe a las grandes acumulaciones de combustible y una política de agresiva de supresión del fuego y que los combustibles son el único factor que ser potencialmente modificado a corto plazo por el hombre para mitigar los efectos del calentamiento global (e.g. North et al., 2012 2015; Stephens et al., 2013). Estas opiniones, forzosamente simplificadas aquí, proceden básicamente de investigaciones de Estados Unidos y Australia y muestran perspectivas extremas. Cabe señalar que el Servicio forestal de Estados Unidos ha tomado partido claramente por la segunda opción (Ley de bosques saludables, 2003). En la Europa mediterránea, Pausas y Muñoz (2012) y Pausas y Keeley (2014) han ligado los cambios socioeconómicos en el ámbito rural con cambios en los factores rectores del régimen de fuego, que de ser típicamente controlado por la limitación de combustible ha pasado a ser gobernado por factores climáticos (principalmente la sequía). Ello sin olvidar los cambios en las igniciones humanas que juegan un papel determinante en la actividad del fuego. Por otra parte, Fernandes et al. (2016 a) confirmaron, partiendo de que los incendios >1 00ha en Portugal, que la separación inequívoca de la influencia entre variables exógenas “descendentes” (clima-meteorología) y endógenas o “ascendentes” (condiciones locales) en las pautas espaciales del fuego no es siempre posible por la interacción entre ambos tipos de variables. Con todo, y dado que los fuegos analizados ocurren siempre con meteorología desfavorable, la conectividad de los combustibles y la pirodiversidad explicaron la mayor parte de la variabilidad en el tamaño de los incendios analizados. La pirodiversidad es un indicador de las pautas de acumulación de combustible, pero también refleja factores directa o indirectamente implicados en la interrupción de la propagación del fuego y la formación de bordes. Incluye topografía y rasgos lineales como carreteras y cortafuegos y también el efecto de la frecuencia de igniciones en la recurrencia del fuego. En definitiva, controles “ascendentes” del tamaño del incendio de distinta naturaleza. Por otra parte, la pirodiversidad mitigó el efecto de la meteorología extrema sobre el tamaño del incendio. En otro estudio centrado en incendios > 2500ha, Fernandes et al. 2016b encontraron que conforme los incendios aumentaban de tamaño respondían más a las condiciones meteorológicas, mientras ninguna de las variables de combustible mostró relación con el tamaño de los incendios, aunque la alta inflamabilidad del paisaje involucrado en los fuegos (principalmente matorrales, pinares y masas mixtas de pino y eucalipto) se consideró que podría ser una causa probable de esa falta de relación. En definitiva, factores endógenos promovidos por el hombre-cambios en la inflamabilidad del paisaje y en la densidad de

igniciones- pueden incrementar o superar la influencia del clima y meteorología en el régimen de fuego en regiones húmedas mediterráneas.

Por eso la creación y mantenimiento de fajas alrededor de núcleos de población resulta ineludible, si bien pueden ser necesarias mejoras en su diseño y una priorización de ubicación en función del riesgo.

En conjunto, el análisis de las áreas forestales quemadas nos indica que los matorrales son las formaciones vegetales más impactadas por el fuego en la interfaz y fuera de ella, pero también que las plantaciones de pino y eucalipto y las masas mixtas, aunque menos castigadas que los matorrales, son bastante propensas al fuego en su actual estado, particularmente cuando sus combustibles no han sido sometidos a tratamientos preventivos. Su falta de cuidados culturales en muchas zonas aumenta el peligro, convirtiéndolas en facilitadoras de la transmisión del fuego a otras zonas. Asimismo, esos datos revelan que los enclaves de caducifolias, los pastizales y las zonas de cultivo fuera de la interfaz pueden arder cuando las condiciones meteorológicas son adversas y por tanto no siempre pueden detener el fuego (Martin et al., 2007; Koustias et al., 2012; Fernandes et al., 2016b). No obstante, proporcionalmente se ven menos afectadas que los matorrales y plantaciones, respecto a su superficie (Calviño- Cancela et al., 2017), y desarrollan una intensidad menor del fuego debido a su estructura (Arellano et al., 2017) y condiciones microclimáticas en donde viven. Esto debe ser utilizado para mantener y mejorar las masas de caducifolias existentes y potenciarlas en las nuevas reforestaciones, creando así zonas de amortiguamiento de la propagación que permitan una mayor eficacia de los medios de extinción y en algunos casos una mayor resiliencia frente al incendio (Moreira et al., 2009; Fernandes et al., 2010; Curt et al., 2013; Tedim et al., 2015). En cuanto a las masas consolidadas es preciso fomentar prácticas selvícolas preventivas que incluyan el silvopastoreo (Rigueiro 1985, 1986; Silva 1991, 1993; Rigueiro et al., 2009), la regulación del uso del fuego y el empleo del fuego prescrito (Vega et al. 1979, 1985; Vega et al., 2001; Fernandes et al. 2013), junto al uso energético de la biomasa. También en conjunción con la matriz agrícola, el pastoreo en zonas de matorral y el empleo controlado de los incendios de baja intensidad con fines de mejora de la biodiversidad y el hábitat natural, cuando no pongan peligro la vida humana e instalaciones y se desarrollen dentro del régimen de fuego adecuado a ese ecosistema.

Sin embargo, no podemos esperar un cambio radical del comportamiento del fuego debido a los tratamientos de combustible frente a incendios desarrollándose en condiciones meteorológicas extremas (dominados por la columna de convección o con vientos extremos).

Desactivar conflictos puede reducir las igniciones no controladas

Aparte de reducir la cantidad y conectividad de los combustibles forestales, disminuir las igniciones resulta crítico para el conjunto del sistema de protección. No obstante, su falta sin una adecuada gestión de los combustibles a la larga aumentará el efecto de la paradoja de la extinción (e.g. Calkin et al., 2015) o “la trampa de la lucha contra el fuego” y el “éxito” obtenido generará inevitablemente una acumulación de combustible para alimentar el próximo fuego. No puede olvidarse que con las actuales proyecciones climáticas hay muchas posibilidades de que algunos de los siguientes incendios sean eventos extremos. Por tanto, lo

verdaderamente crítico es reducir un alto número de incendios coincidente con eventos meteorológicos extremos.

Las tensiones sobre la propiedad y uso del terreno, más perceptibles en las interfaces agrícola-forestal y urbano-forestal, y que subsisten todavía en zonas de Galicia, las convierten en áreas de alto riesgo de inicio de incendios (Chas-Amil et al., 2013). También en áreas de alta vulnerabilidad al fuego, por la presencia de personas, viviendas e instalaciones y por las repercusiones de los efectos post-incendio (Vega et al., 2018). El uso cultural del fuego es también un factor de riesgo. El envejecimiento de la población rural ha incrementado el riesgo asociado al uso tradicional del fuego. Muchos de los fuegos actuales en la Europa mediterránea se deben a la evolución de esa causa (Ganteaume et al., 2013). Acciones de desarrollo socioeconómico, concienciación y regulación de las quemas, junto a las de conciliación de intereses, y participación social en las decisiones de la administración en esos territorios, pueden ayudar a desactivar alguno de los conflictos subyacentes que operan como causas de incendios (Chas-Amil et al. 2010; 2015; Corbelle-Rico et al., 2012) y de las causas de fuegos.

Los incendios extremos y algunas lecciones aprendidas respecto a la interfaz

El cambio climático ha venido generado un agravamiento en el peligro de incendios y el comportamiento del fuego en Galicia desde hace varios decenios, aunque no haya sido percibido más que recientemente (Vega et al., 2009). La época anual de peligro meteorológico se ha alargado en el tiempo y se ha hecho más difusa, con una estacionalidad menos marcada. Asimismo, se han endurecido las condiciones meteorológicas de la época de peligro clásica y la probabilidad de que Galicia sea afectada por fenómenos hasta ahora no conocidos como la llegada de ciclones –, episodios de sequía y olas de calor podría estar creciendo (Vega et al. 2018). Esto, unido a una mayor extensión y cantidad de combustibles forestales y con mayor continuidad, ha resultado en un aumento de la intensidad del fuego de los incendios, de sus potenciales impactos y de la dificultad de su extinción. Nos enfrentamos a una nueva tipología de incendios, que se propagan por un territorio con mayor cantidad y continuidad de los combustibles, cada vez más secos en verano, y con el riesgo de sufrir condiciones meteorológicas más desfavorables con mayor frecuencia. Nuestra prevención y extinción deben adaptarse a esa nueva situación.

Una importante lección aprendida de la ola de incendios de octubre de 2017 en Galicia, en relación a la interfaz, es la evidencia de su vulnerabilidad ante los nuevos tipos de incendios forestales, especialmente cuando se originan con igniciones múltiples en las cercanías de esa interfaz. Esos fuegos, ardiendo bajo condiciones meteorológicas extremas, sobrepasaron la capacidad de extinción del sistema de combate del fuego durante muchas horas. Pusieron a prueba la eficacia de las fajas secundarias de gestión de biomasa, desprovistas de especies inflamables de 30 m de anchura alrededor de las viviendas, demostrando que pueden resultar insuficientes ante esos eventos. La Comisión técnica independiente (2018) que analizó los grandes incendios de octubre de 2017 de Portugal concluyó que el tratamiento de combustible en la interfaz puede escasamente mitigar el daño causado por el fuego cuando los incendios tienen lugar bajo condiciones extremas. Por el contrario, puede contribuir de forma eficaz a esa finalidad en condiciones normales de propagación, si bien es cierto que en ese último caso

el daño causado a las estructuras resulta muy limitado y bastante improbable que se produzcan víctimas humanas. Aunque afortunadamente los fuegos de Galicia no alcanzaron la intensidad de los homólogos portugueses esa constatación de la insuficiencia de protección prestada por fajas de 30m trajo consigo la modificación legal de su anchura hasta los 50m.

El ejemplo de numerosas viviendas quemadas en los citados incendios portugueses, estando rodeadas de amplias zonas agrícolas, y en las norteamericanas -circundadas de amplias fajas sin vegetación-(Syphard and Keeley, 2019) tiene que hacernos reflexionar sobre la relativa eficacia de las fajas limpias de vegetación como técnica preferente de protección de la interfaz. Por otro lado no puede olvidarse que la construcción y sobre todo el mantenimiento de las fajas secundarias libres de combustibles plantea indudables retos económicos, legales y de gestión (Moritz et al., 2014).

Vale la pena indicar que la investigación en otros países no ha determinado que un aumento de la anchura de esas fajas por encima de 20 ó 30 m se haya traducido en una mayor seguridad frente al incendio (Syphard et al., 2013). Syphard y Keeley (2019) en un amplio reciente estudio sobre la pérdida de viviendas en California encontraron que las condiciones estructurales de los edificios fueron mucho más determinantes que las dimensiones del espacio defendible alrededor de las viviendas para explicar su destrucción por el fuego. Según los autores del estudio la quema de esas viviendas estuvo principalmente producida por la lluvia de pavesas proveniente de distancias mucho mayores que la anchura de la faja de protección. Sin embargo, no excluyen que la vegetación cercana a las casas pueda también producir pavesas que penetren más fácilmente en aquellas y por tanto que su tratamiento sea muy aconsejable. Otros muchos estudios han preconizado ese manejo y el uso de especies menos inflamables (Ganteuame et al. 2013, Calviño-Cancela et al., 2016).

El uso de materiales y rasgos constructivos más seguros desde el punto de vista de su inflamabilidad en la edificación y el cumplimiento de recomendaciones críticas de autoprotección en las viviendas, parece que podrían resultar a veces más críticos para la defensa de los edificios y la vida humana que las fajas. En nuestro país las construcciones en piedra y mampostería, con tejas cerámicas, y ventanas con cierres herméticos, presentan, en conjunto, buenas características de defensa frente al fuego, evidenciadas por el escaso número de viviendas destruidas por el fuego en Galicia hasta ahora, teniendo en cuenta el enorme número de incendios ocurridos. Por ello un cumplimiento estricto de las normas de autoprotección y la mejora de las estructuras pueden aumentar la seguridad humana y de las viviendas aún más.

Además de lo anterior, técnicas como el riego de la vegetación circundante a las viviendas (Doran et al., 2004) y el de las estructuras por medio de aspersores (Potter y Leonard 2010; Gibbons et al. 2018) pueden resultar alternativas valiosas en las fajas o complementar su capacidad de protección de la interfaz. El confinamiento en lugares “seguros” de cierta amplitud, cercanos a las viviendas, o una evacuación preventiva anticipada pueden ser otras medidas de protección a considerar en casos como el vivido. Sin embargo la ocurrencia de víctimas mortales en episodios de evacuación o huída individual en 2006 y 2017, exige resolver una serie de cuestiones como la necesidad de una planificación previa de la operación, buena comunicación con los afectados, existencia de vías seguras de salida, estrecha coordinación

entre los equipos intervinientes, conocimiento del terreno por parte de éstos, educación y entrenamiento previos de la población, y una mejor capacidad de predicción del comportamiento del fuego por los responsables de la dirección de las operaciones de extinción.

Si las pavesas son un agente potencialmente muy peligroso para la integridad de la interfaz en los incendios bajo condiciones extremas, y viajan desde distancias más grandes que las fajas de 30-50 m, disminuir la cantidad que alcanza la zona habitada es importante para rebajar su capacidad de originar daños. Para ello, el tratamiento preventivo de las masas forestales en una zona amplia alrededor de los núcleos habitados- bastante mayor que la anchura de las fajas secundarias- (quizá 500-2000m), al limitar la intensidad del incendio podría reducir también la producción de pavesas que alcancen las zonas habitadas. Además, esto permitiría establecer zonas donde los equipos de extinción podrían actuar con más seguridad y eficacia.

El cambio climático, el aumento de conocimientos sobre el papel del fuego en los ecosistemas, los cambios ocurridos en el paisaje con el aumento de la carga y continuidad del combustible, junto a la expansión de la interfaz urbano forestal y la conciencia de su vulnerabilidad han demostrado la insostenibilidad del paradigma de supresión a ultranza del fuego. Una nueva visión del fuego ha surgido. Una importante consecuencia de la ola de incendios de 2017 es la precepción de la fragilidad del sistema humano-ambiental de nuestra Comunidad y más concretamente la vulnerabilidad de gran parte de la IUF de Galicia ante la nueva situación de incendios forestales. Las grandes extensiones continuas de combustible forestal y un marco climático que ha empeorado apreciablemente han evidenciado la fragilidad del sistema.

Referencias

- Adams MA. 2013. Mega-fires, tipping points and ecosystem services: managing forests and woodlands in an uncertain future. *Forest Ecology and Management* 294:250-261
- Arellano-Pérez, S., Vega, J. A., Ruíz-González, A. D., Arellano, A., Álvarez-González, J. G., Vega, D. J., & Pérez, E. (2017). Foto-guía de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado (Andavira E). Santiago de Compostela. 244 pp
- Balsa Barreiro J. 2012. El modelo de gestión de la superficie forestal en Galicia y su repercusión en la crisis incendiaria del año 2006. *Revista Galega de Economía*. 21(2).28 pp.
- Balsa Barreiro J, Hermosilla T. 2013 Socio-geographic analysis of wildland fires: causes of the 2006's wildfires in Galicia (Spain). *Forest Systems* 22(3): 497-509
- Balsa Barreiro J, Hermosilla T, Lios González RC. 2014. La campaña de incendios de 2006 en Galicia: un análisis del cambio en la distribución espacial de la actividad incendiaria. cambio en la distribución espacial. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 64:81-100
- Barreal J, Loureiro M. 2013 Análisis espacial de la ocurrencia de incendios en Galicia durante 2006 6º Congreso Forestal Español. Vitoria. 6CFE01-323: 17 pp
- Barrio M, Loureiro M, Chas ML 2007: Aproximación a las pérdidas económicas ocasionadas a corto plazo por los incendios forestales en Galicia en 2006. *Economía Agraria y Recursos Naturales*: 7: 45-74.

- Barros AMG, Pereira JMC.2014. Wildfire selectivity for land cover type: does size matter? PLoS ONE 9, e84760
- Boubeta M, Lombardía MJ, Marey-Pérez M, Morales D 2015. Prediction of forest fires occurrences with area-level Poisson mixed models. *Journal of Environmental Management* 154: 151–158.
- Brueckner JK.2000 Urban sprawl: Diagnosis and remedies. *International Regional Science Review* 26(2):160-171
- Busenberg G 2004 Wildfire management in the United States: the evolution of a policy failure. *Review of Policy Research* 21(2):145–156
- Butsic V, Kelly M, Moritz MA 2015. Land Use and Wildfire: A review of local interactions and teleconnections. *Land* 2, 4, 140-156; doi:10.3390/land4010140
- Caamaño-Isorna F, Figueiras A, Sastre I, Montes-Martínez A, Taracido M, Piñeiro-Lamas M.201. Respiratory and mental health effects of wildfires: an ecological study in Galician municipalities (north-west Spain). *Environmental Health* 10:48. 9pp. <http://www.ehjournal.net/content/10/1/48>
- Caballero G. 2015 Community-based forest management institutions in the Galician communal forests: A new institutional approach. *Forest Policy and Economics* 50: 347-356
- Calkin DE, Thompson MP, Finney MA 2015 Negative consequences of positive feedbacks in US wildfire management. *Forest Ecosystems* 2:9DOI 10.1186/s40663-015-0033-8
- Calviño-Cancela M, Chas-Amil ML, García-Martínez E, Touza J. 2016. Wildfire risk associated with different vegetation types within and outside wildland-urban interfaces. *Forest Ecology and Management* 372, 1-9.
- Calviño-Cancela M, Chas-Amil ML, García-Martínez E, Touza J.2017. Interacting effects of topography, vegetation, human activities and wildland-urban interfaces on wildfire ignition risk. *Forest Ecol. Manag.* 397:10-17
- Cela MA. 2018 Experiencias adquiridas de los episodios de incendios registrados e nel período2014-2017en la Comunidad Autónoma de Galicia. Xunta de Galicia. En III Taller de lecciones aprendidas de los incendios forestales: 24 pp.
- Chas Amil M L, Touza J, García-Martínez E. 2013. Forest fires in the wildland urban interface: a spatial analysis of forest fragmentation and human impacts.*Applied Geography* 43: 127-137.
- Chas-Amil, M.L., Touza, J., Prestemon, J.P., 2010. Spatial distribution of human caused forest fires in Galicia (NW Spain). *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, vol. 137. WIT Press, Southampton, 1743-3541, www.witpress.com (online) doi:10.2495/FIVA100221
- Chas-Amil ML, Prestemon JP, McClean C, Touza J, 2015. Human-ignited wildfire patterns and responses to policy shifts. *Applied Geography* 56: 164–176.
- Corbelle Rico E, Crecente Maseda R. 2014. Urbanización, forestación y abandono. Cambios recientes en el paisaje de Galicia, 1985-2005. *Revista Galega de Economía* 23 (1): 35-52
- Corbelle-Rico, E., Crecente-Maseda, R., Santé-Riveira, I., 2012. Multi-scale assessment and spatial modelling of agricultural land abandonment in a European peripheral region: Galicia (Spain), 1956–2004. *Land Use Policy* 29, 493–501

Costafreda-Aumedes S, Coma CD, Vega-García C.2017. Human-caused fire occurrence modelling in perspective: a review. *International Journal of Wildland Fire* 26: 983–998.

Cruz Guerrero R, Lago Núñez M.2007 Estudio de balance hídrico y viento. Comparación del año 2006 con años anteriores. En “Cuestiones ecológicas e silvícolas. Debates del Consello da Cultura Galega. Por unha nova cultura forestal fronte aos incendios”. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela: 72-108

CTI. 2017 Comissão Técnica Independente. Relatório Análise e apuramento dos factos relativos aos incendios que ocorreram em Pedrograo Grande Castanheira de Pera entre 17 e 24 de junho de 2017. Assembleia da República. Portugal.297 p.

Da Ponte E, Costafreda-Aumedes S, Vega-García C.2019. Lessons learned from arson wildfire incidence in reforestations and natural stands in Spain. *Forests*, 10, 229; doi:10.3390/f10030229.

Doran JD, Randall CK, Long AJ (2004) Fire in the wildland–urban interface: selecting and maintaining fire-wise plants for landscaping. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Services, Florida Cooperative Extension Service Circular 1445. (Gainesville, FL)

Fernandes PM, Luz A, Loureiro C. 2010. Changes in wildfire severity from maritime pine woodland to contiguous forest types in the mountains of northwestern Portugal. *Forest Ecology and Management* 260 :883–892

Fernandes, P.M.; Davies, G.M.; Ascoli,D., Fernández C.; Moreira, F.; Rigolot, E.; Stoof, C.R.; Vega, J.A.; Molina, D. 2013. Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and Environment*. 11: e4-e14.

Fernandes PM, Barros AMG, Pinto A, Santos JA. 2016. Characteristics and controls of extremely large wildfires in the western Mediterranean Basin. *J. Journal of Geophysical Research. Biogeosciences* 121: 2141–2157

Fuentes-Santos I, Marey-Pérez MF, González-Manteiga W.2013. Forest fire spatial pattern analysis in Galicia (NW Spain) *Journal of Environmental Management* 128, 30-42

Gallardo M, Gómez I, Vilar L, Martínez-Vega J, Martín MP.2015. Impacts of future land use/land cover on wildfire occurrence in the Madrid region (Spain).*Reg. Environ. Change* 16, 1047–1061.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10113-015-0819-9>.

Ganteaume Jappiot M, Lampin C, Guijarro M, Hernando C 2013 Flammability of some ornamental species in wildland–urban interfaces in southeastern France: laboratory assessment at particle level. *Environmental Management*. 52: 467-480

Ganteaume A., Jappiot M., Lampin C., 2012. Assessing the flammability of surface fuels beneath ornamental vegetation in wildland–urban interfaces, in Provence (Southeastern France). *International Journal of Wildland Fire*. doi 10.1071/WF12006

Gibbons P, Gill AM, Shore N, Moritz MA, Dovers S, Cary GJ 2018 Options for reducing house-losses during wildfires without clearing trees and shrubs. *Landscape and Urban Planning* 174: 10-17.

Gómez-Vázquez I, Álvarez-Álvarez P, Marey-Pérez MF.2009. Conflicts as enhancers or barriers to the management of privately owned common land: A method to analyze the role of conflicts on a regional basis. *Forest Policy and Economics*. 11: 617-627

González Alonso F, Merino de Miguel S. 2009. Estimación de superficies quemadas mediante teledetección: los incendios de Galicia de agosto 2006. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales. 29: 39-47

Hernando C, Planelles R, Ortega M, Garrido S, Madrigal J, Guijarro M, Aragonés JI, Sebastián, A. 2012. La opinión de los gestores e investigadores sobre la prevención de incendios forestales en España: resultados del cuestionario "FIRESMART". Montes, 109: 33-38.

Instituto Nacional de Estadística 2018 Nomenclator

Instituto Gallego de Estadística 2018 a. Características de las migraciones. Galicia y provincias (desde 1992). https://www.ige.eu/web/mostrar_actividade_estadistica.jsp?idioma=es&codigo=0201003

Instituto Gallego de Estadística 2018 b. Demografía. Densidad de población. https://www.ige.eu/web/mostrar_seccion.jsp?idioma=es&codigo=0701

Instituto Gallego de Estadística 2016. Grado de urbanización GU (2016). 15 pp.

http://www.ige.eu/web/mostrar_paxina.jsp?paxina=003003001&idioma=es

Jaeger JAG, Bertiller R, Schwick C, Kienast F. 2010. Suitability criteria for measures of urban sprawl. Ecological Indicators 10: 397-406, doi:10.1016/j.ecolind.2009.07.007.

Koutsias N, Arianotsou M, Kallimanis AS, Mallins G, Halley JM, Dimopoulos P. 2012 Where did the fires burn in Peloponnisos, Greece the summer of 2007? Evidence for a synergy of fuel and weather. Agricultural and Forest Meteorology. 156:41-53

Loepfe L, Martínez-Vilalta J, Piñol J. 2011. An integrative model of human-influenced fire regimes and landscape dynamics. Environmental Modelling & Software 26:1028-1040. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.02.015>

Loepfe L, Martínez-Vilalta J, Piñol J. 2012 Management alternatives to offset climate change effects on Mediterranean fire regimes in NE Spain. Climate Change 115 (3-4): 693-707

López Iglesias E. 2004 Axuste agrario e despoboamento rural. Grial. 162: 36-43

López Iglesias E. 2018 Desestructuración del medio rural, usos del suelo y gestión del territorio. El contexto de fondo del problema de los incendios en Galicia. En Incendios Forestales. Reflexiones desde Galicia. Díaz-Fierros (coord.): 26-46

López Rodríguez G; Marey Pérez MF 2017. Introducción de la conflictividad en el modelo de predicción de incendios forestales para Galicia. 7 Congreso Forestal Español. 7CFE01-407. 14 pp-

Marey-Pérez MF, Gómez-Vázquez I, Díaz-Varela E. 2010. Different approaches to the social vision of communal land management. The case of Galicia (Spain). Spanish Journal of Agricultural Research 8: 848-863.

Marey-Pérez MF, Fuentes Santos I, Saavedra Nieves P, González Manteiga W. 2017. Patrón espacial de los incendios forestales en Galicia. 7 Congreso Forestal Español. 7CFE01-431. 7 pp.

Martín Isabel M, Chuvieco Salinero E, Oliva Pavón P, Rodríguez-Verdú F, Nieto Solana H, Padrón Paredes D. 2007 Un ejemplo práctico de aplicación operativa de la teledetección a la gestión de riesgos naturales: cartografía y evaluación urgente de áreas quemadas en Galicia. Cuadernos de investigación Geográfica 33:19-37.

MeteoGalicia 2017. Informes climatológicos de los meses de Septiembre y Octubre.

Ministerio de Hacienda, 2018. Estadística del Catastro Inmobiliario Rústico. http://www.catastro.meh.es/esp/estadistica_10.asp

Ministerio de Medio Ambiente 2006. Incendios forestales en España 2006. Avance Informativo. Madrid, Spain. <http://www.incendiosforestales.org>

Moreira F, Vaz P, Catry F, Silva JS 2009. Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: implications for landscape management to minimize fire hazard. *International Journal of Wildland Fire*, 18(5), 563. <https://doi.org/10.1071/wf07098>

Moreira F, Pe'er G 2018 Agricultural policy can reduce wildfires. *Science* 359(6359) p1001. DOI: 10.1126/science.aat1359

Moritz A, Batllori E, Bradstock RA, Gill AM, Handmer J, Hessburg PF, Leonard J, McCaffrey S, Odion DO, Schoennagel T, Syphard AD .2014 Learning to coexist with 496 wildfire. *Nature* 515 (7525): 58-6

Moritz MA, Topik C, Allen CD, Hessburg PF, Morgan P, Odion CD , Veblen TT, McCullough IM . 2018. A Statement of Common Ground Regarding the Role of Wildfire in Forested Landscapes of the Western United States. Fire Research Consensus Working Group. Final Report.

Mosquera-Losada MR, Rigueiro A, McAdam, J. 2005. Silvopastoralism and sustainable land management, CABI 429 pp.

Mosquera-Losada MR, Rodríguez-Barreira S, López-Díaz ML, Fernández-Núñez E, Rigueiro-Rodríguez A 2009 Biodiversity and silvopastoral system use change in very acid soils. *Agriculture, ecosystems and environment* 131 (3-4):315-345

Ortega M, Saura S, González-Avila S, Gómez-Sanz V, Elena-Roselló R. 2012. Landscape vulnerability to wildfires at the forest-agriculture interface: half-century patterns in Spain assessed through the SISPARES monitoring framework. *Agroforestry Systems* 85:331–349

Parlamento de Galicia 2018. Reunión da Comisión Especial de estudo e análise das reformas da política forestal, de prevención e extinción de incendios forestais e do Plan forestal de Galicia, avaliando a experiencia acumulada dende 2006 e, especificamente, a extraordinaria vaga de lumes que vén de sufrir Galicia en outubro de 2017. 339pp.

Pasalodos-Tato M, Pukkal T, Fernández-Núñez E, Rigueiro-Rodríguez A, Mosquera-Losada MR 2009 Optimal management of *Pinus radiata* silvopastoral systems established on abandoned agricultural land in Galicia (North-Western Spain) *Silva Fennica* 43(5) 831-844

Pausas JG, Fernandez-Muñoz S. 2012. Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Clim Change* 110:215–26.

Pausas JG, Keeley JE. 2014. Abrupt climate-independent fire regime changes. *Ecosystems* 17:1109–20.

Picos J, Alonso L, Bastos G, Armesto J. 2019. Event-based integrated assessment of environmental variables and wildfire severity through Sentinel-2 data. *Forests* 10, 1021;20 pp. doi:10.3390/f10111021

Potter M, Leonard J. 2010 Spray system design for ember attack: research findings and discussion paper. Melbourne, Australia. CSIRO. 30 pp.

- Prestemon J.P, Chas-Amil ML, Touza J, Goodrick S.J 2012. Forecasting intentional wildfires using temporal and spatio-temporal autocorrelations. *International Journal of Wildland Fire* 21: 743-754.
- Radeloff VC, Hammer RB, Stewart SI, Fried JS, Holcomb SS, McKeefry JF 2005a The wildland-urban interface in the United States. *Ecological Applications* 15:799–805
- Radeloff VC, Hammer RB, Stewart SI 2005b. Rural and suburban sprawl in the US Midwest from 1940 to 2000 and its relation to forest fragmentation. *Conservation Biology*. 19: 793-805
- Radeloff VC, Helmers DP, Kramer HA, Mockrinb MH Alexandre PM, Massada AB, Bustic V, Hawbaker TJ, Martinuzzi S, Syphard AD, Stewart SI. 2018 Rapid growth of the US wildland-urban interface raises wildfire risk. *PNAS* 115(13): 3314-3319.
- Rigueiro Rodriguez A. 1985. La utilización de ganado en el monte arbolado gallego: Un paso hacia el uso integral del monte. En: Vélez R, Vega JA *Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales*, ICONA (MAPA).Madrid; Spain
- Rigueiro A, 1986. Tratamientos silvopastorales para la prevención de incendios en Galicia. En: J.I. Castello y J. Terradas (eds.); *Bases Ecologicas per la gestió ambiental*: 25-27. Diputación de Barcelona. Barcelona
- Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada MR. 2009a. Agroforestry in Europe : Current status and Future prospects. *Advances in Agroforestry*. Springer. 450 pp
- Rigueiro-Rodríguez A, Santiago-Freijanes JJ, Fernández E, Mosquera-Losada MR 2009b. Sistemas biológicos de prevención de incendios forestales: Los sistemas silvopastorales. En VélezMuñoz R (ed) *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Segunda edición Mc Graw Hill: 447-451
- Rigueiro Rodríguez A, Fernández-Núñez E, Santiago-Freijanes JJ, Mosquera-Losada MR 2009c *Silvopastoral systems for forest fire prevention*. En *Agroforestry systems as a technique for sustainable land management*.335-344. Agencia Española de Cooperación Internacional y Desarrollo. Unicopia Ediciones. ISBN: 978-84-96351-59-2
- Rodrigues, M, de la Riva J, Fotheringham S. 2014. Modeling the spatial variation of the explanatory factors of human-caused wildfires in Spain using geographically weighted logistic regression. *Applied Geography*. 48, 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.01.011>
- Rodrigues M, Jiménez-Ruano A, Peña-Angulo D, de la Riva J, 2018. A comprehensive spatial-temporal analysis of driving factors of human-caused wildfires in Spain using geographically weighted logistic regression. *Journal of Environmental Management*. 225, 177–192. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.098>.
- Rois-Diaz M, Mosquera-Losada R, Rigueiro Rodriguez A. 2006. Biodiversity indicators of Silvopastoralism in Europe. European Forest Institute EFI Technical Report . 66 pp.
- Silva JJS, Moreira F, Vaz P, Catry F, Godinho-Ferreira P. 2009. Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal. *Plant Biosystems*. 143, 597–608.
- Silva FJ 1991. Ecological effects of agroforestry on pinewoods and eucalypts woods in Galicia (NW of the Iberian Peninsula). *Proceedings of the First European Symposium in Terrestrial Ecosystems: Forest and Woodlands*. Florencia. Italia
- Silva FJ 1993. Prácticas agroforestales en pinares y eucaliptales atlánticos, I: Producción del sotobosque. *Congreso Forestal Español*. Lourizán (Pontevedra). Ponencias y Comunicaciones. Tomo II

- Sineiro F. 2006 As causas estruturais dos incendios forestais en Galicia. En Díaz-Fierros Fy Baamonde P (coords.) . Os incendios forestais en Galicia : Consello de Cultura Galega: Santiago de Compostela. 77-99
- Sobrino JA, Llorens R, Fernández C, Fernández-Alonso JM, Vega JA 2019. Relationship between forest fires severity measured in situ and through remotely sensed spectral indices. *Forests* 10, 457; 13 pp. doi:10.3390/f10050457
- Stephens SL, Agee JK, Fule PZ, North MP, Romme WH, Swetnam TW, Turner MG. 2013. Managing forests and fire in changing climates. *Science* 342:41–42.
- Syphard AD, Radeloff VC, Keeley JE, Hawbaker TJ, Clayton MK, Stewart SI, et al. 2007 Human influence in California Fire regimes. *Ecological Applications* 17 (5): 1388–402. PMID: 17708216
- Syphard AD, Keeley JE, Massada AB, Brennan TJ, Radeloff VC 2012. Housing arrangement and location determine the likelihood of housing loss due to wildfire. *PLoS One* 7: e33954.
- Syphard AD, Massada AB, Butsic V, Keeley JE. 2013. Land Use Planning and Wildfire: Development Policies Influence Future Probability of Housing Loss. *PLoS ONE* 8(8): e71708. doi:10.1371/journal.pone.0071708
- Syphard AD, Keeley JE 2019 Factors associated with structure loss in the 2013–2018 California wildfires. *Fire* 2019, 2, 49, 15 pp. doi:10.3390/fire2030049
- Taylor SW, Pike RG Alexander ME 1997 Field guide to the Canadian Forest Fire Behavior Prediction (FBP) System. Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, AB. Special Report 11. 60 pp
- Tubío Sanchez JM, Corbelle Rico E, Ónega López F. 2019 Antropoceno a a transición urbana. En Díaz-Fierros (coord.) O Antropoceno e a «Grande Aceleración». Unha ollada desde Galicia. Consello da Cultura Galega :131-142
- Vega, J.A. 1979. Prevención de incendios forestales mediante el empleo del fuego controlado. *Agricultura*. 8/50: 850-852.
- Vega, J.A. 1985. Datos preliminares sobre comportamiento del fuego prescrito para la reducción de combustible bajo pinares en Galicia. *Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de incendios forestales*. Monografía. ICONA. MAPA: 51- 59.
- Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P.; Cuiñas, P.; Fonturbel, T.; Fernández, C. 2001. Manual de queima prescrita para matogueiras de Galicia. Xunta de Galicia.
- Vega J.A.; Fernández, C.; Jiménez, E.; Ruiz, A.D. 2009. Impacto de un escenario de cambio climático sobre el peligro de incendios en Galicia. *Evidencias e impactos del cambio climático en Galicia*: 581-606.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Fontúrbel, T. 2018. Medidas de atenuación de los daños post-incendio en Galicia. *Incendios Forestales. Reflexiones desde Galicia*. (F. Díaz-Fierros, coord.). Hércules de Ediciones: 136-174.
- Vilar del Hoyo L, Martín Isabel MP, Martínez Vega J. 2008. Empleo de técnicas de regresión logística para la obtención de modelos de riesgo humano de incendio forestal a escala regional. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 47, 5-29..
- Vilar L, Martín MP, Martínez FJ. 2011 Logistic regression models for human-caused wildfire risk estimation: analysing the effect of the spatial accuracy in fire occurrence data. *European Journal of Forest Research*. 130 (6): 983–96.

Vilar L, Gómez I, Martínez-Vega J, Echavarría P, Riaño D, Martín MP 2016 Multitemporal Modelling of Socio-Economic Wildfire Drivers in Central Spain between the 1980s and the 2000s: Comparing Generalized Linear Models to Machine Learning Algorithms. PLoS ONE 11(8): e0161344. doi:10.1371/journal.pone.0161344.

Williams J. 2013. Exploring the onset of high-impact mega-fires through a forest land management prism. *Forest Ecology and Management* 294: 4–10.

Xunta de Galicia 2006: Informe sobre a vaga de incendios forestais do mes de agosto de 2006. Consellería do Medio Rural. Dirección Xeral de Montes e Industrias Forestais. 30 de agosto de 2006.

AGACAL
AXENCIA GALEGA
DA CALIDADE ALIMENTARIA

Centro de Investigación forestal
LOURIZÁN



XUNTA DE GALICIA
CONSELLERÍA DO MEDIO RURAL