

9CFE-1876

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



Organiza



Modelos de estimación de biomasa de combustibles de escalera en plantaciones de *Pinus radiata* sin podar

<u>ALONSO-REGO, C. (1),</u> FERNANDES, P (2), ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G. (3), ARELLANO-PÉREZ, S (4) Y RUÍZ-GONZÁLEZ, A.D. (3)

(1) Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Grupo de Investigación en Geomática e Ingeniería Cartográfica GI-202-GEOINCA, Universidad de León, Campus de Ponferrada, 24401 Ponferrada, España.

(2) CITAB—Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5001-801 Vila Real, Portugal.

(3) Unidad de Gestión Ambiental y Forestal Sostenible (UXAFORES), Departamento de Ingeniería Agroforestal, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, Rua Beningno Ledo s/n, 27002 Lugo, España.

(4) AGRESTA Sociedad Cooperativa, C/Duque de Fernán Nuñez 2, 1º. 28012 Madrid, España.

Resumen

El suave clima y la demanda de madera han llevado a la expansión de plantaciones de Pinus radiata en Galicia, una región propensa a incendios. Esta especie tiene una poda natural deficiente, lo que provoca la acumulación de ramas y biomasa fina muerta en pinares no gestionados. Aunque estos combustibles en escalera contribuyen significativamente al aumento del riesgo de incendios con fuegos de copa, no existían ecuaciones para estimarlos. Este estudio presenta dos sistemas de ecuaciones para evaluar estos combustibles muertos de copa y su distribución vertical en los primeros 6 metros desde el suelo: uno a nivel de árbol individual para estimar la biomasa, basado en variables del árbol y del rodal, y otro a nivel de rodal para predecir la carga de combustible, basado solo en variables del rodal. Para ello, se midieron diámetros y alturas de copa en 237 árboles y se recolectaron ramas muertas en 65 árboles. Como resultado se obtuvieron ecuaciones alométricas que resultan de utilidad para estimar la biomasa de cinco fracciones de combustible, asegurando que la suma de las mismas coincida con la biomasa total. Facilitando así una estimación precisa del combustible disponible y la evaluación del riesgo de los fuegos de copa.

Palabras clave

Carga de combustible, peligro de incendios de copas, gestión forestal y variables de árbol y de rodal, continuidad vertical del combustible

1. Introducción

El presente trabajo se basa en el artículo publicado en la revista Forests (ALONSO-REGO et al., 2022), donde se presentaron los resultados iniciales del estudio. En esta ocasión, se añaden también simulaciones del comportamiento del fuego incluyendo diferentes escenarios de gestión de combustibles y condiciones meteorológicas.



La Comunidad Autónoma de Galicia, localizada en el noroeste de la Península Ibérica, presenta un clima mixto influido por el Atlántico y el Mediterráneo (RODRÍGUEZ GUITIÁN y RAMIL REGO, 2007), caracterizado por altas precipitaciones, temperaturas moderadas y seguías estivales. Estas condiciones favorecen una elevada productividad forestal y, a su vez, incrementan el riesgo de incendios intensos debido a la acumulación de biomasa (ARELLANO-PÉREZ et al., 2017b; VEGA et al., 2022a; VEGA et al., 2022b). Galicia es una región clave en la producción forestal española, destacándose en la industria maderera (GÓMEZ-GARCÍA, 2020; MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO, 2022), aunque con alta incidencia de incendios forestales (MAPA, 2019). En este contexto, *Pinus radiata*, que representa el 7 % de la superficie forestal arbolada (MARM, 2011), es una especie relevante pero particularmente vulnerable al fuego debido a la presencia de acículas muertas en ramas finas, que conforman combustibles en escalera, facilitando la propagación de incendios desde el suelo hasta las copas (CRUZ et al., 2004; MENNING y STEPHENS, 2007).

El complejo o lecho de combustible se refiere a la disposición de vegetales vivos y muertos junto con materiales combustibles en diferentes formas y tamaños, extendiéndose desde el suelo mineral hasta las copas (CHANDLER et al., 1991). Este se estructura en tres capas principales: combustibles de suelo, de superficie y del dosel arbóreo. Los combustibles de suelo incluyen material bajo la hojarasca, como raíces, mantillo y turba, favoreciendo la combustión latente de baja intensidad (REARDON, 2020). Por su parte, los combustibles de copas del dosel arbóreo, situados por encima de la superficie, determinan la propagación de incendios de copa mediante variables clave como la carga de combustible disponible del dosel (Canopy Fuel Load, *CFL*), la altura de la base del dosel (Canopy Base Height, *CBH*) y la densidad aparente del dosel (Canopy Bulk Density, *CBD*) (CRUZ et al., 2008).

CFL se define como la biomasa del dosel susceptible de combustión durante incendios de copa activos (STOCKS et al., 2004), incluyendo acículas y ramillas finas (< 6 mm de diámetro). *CBD* mide la biomasa de combustible por unidad de volumen de dosel (KEANE, 2015), mientras que *CBH* es la distancia vertical desde el suelo hasta la base de la copa (CRUZ et al., 2004; SANDO y WICK, 1972; SCOTT y REINHARDT, 2001). Estas variables son cruciales para modelizar y predecir el comportamiento del fuego bajo diferentes condiciones meteorológicas y para seleccionar tratamientos silvícolas que reduzcan el riesgo de incendios de copa.

Distintos métodos han sido desarrollados para estimar estas variables, como la aproximación *load-over-depth* de VAN WAGNER (1977), que asume una distribución homogénea del combustible fino en el dosel. Este método, ampliamente utilizado, es consistente con los modelos semiempíricos de los principales simuladores de comportamiento del fuego (CRUZ y ALEXANDER, 2010). Las estimaciones de combustible pueden realizarse a nivel de árbol individual, utilizando ecuaciones basadas en variables como el diámetro a la altura del pecho y la altura del árbol (RUIZ-GONZÁLEZ y ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, 2011; FERNÁNDEZ-ALONSO et al., 2013; ALONSO-REGO et al., 2022), o a nivel de rodal, aplicando modelos menos precisos, pero más eficientes en términos de esfuerzo de muestreo (QIAO et al., 2021; ALONSO-REGO et al., 2022).

En el noroeste de la Península Ibérica, se han desarrollado modelos de estimación de biomasa específicos para masas de pinos susceptibles a incendios de copa, empleando variables derivadas de inventarios de campo y teledetección, como LiDAR (RUIZ-GONZÁLEZ y ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, 2011; FERNÁNDEZ-ALONSO et al.,



2013; HEVIA et al., 2012; GÓMEZ-VÁZQUEZ et al., 2012; RUIZ-GONZÁLEZ et al., 2015; ARELLANO-PÉREZ et al., 2017).

2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio fue desarrollar herramientas precisas para que los gestores forestales puedan evaluar los combustibles muertos presentes en el dosel arbóreo con continuidad vertical en rodales de *Pinus radiata* sin podar en Galicia. La cuantificación exacta de estos combustibles resulta fundamental para seleccionar tratamientos de manejo que reduzcan eficazmente el riesgo de incendios de copas. Asimismo, se busca integrar este tipo de combustible, caracterizado por su alta inflamabilidad, en las estimaciones de las variables del combustible del dosel, las cuales están estrechamente relacionadas con la propagación de incendios forestales. Además, se llevaron a cabo simulaciones del comportamiento del fuego con el propósito de analizar cómo las distintas estrategias de gestión del combustible influyen en un potencial comportamiento del fuego.

3. Metodología

Selección de parcelas, inventarios de campo y cálculo de variables

El estudio se desarrolla en una red de 20 parcelas temporales establecidas en masas maduras, puras y coetáneas de *P. radiata* distribuidas por toda la provincia de Lugo, para cubrir la variabilidad en calidad de estación y densidad observada en el área de distribución de la especie en Galicia (Figura 1).

En cada rodal se estableció una parcela circular de 10 m de radio, con el punto central georreferenciado mediante un GPS diferencial Trimble TSC3 de precisión centimétrica en la que se realizó un inventario dasométrico. Entre las mediciones realizadas, se incluyeron el diámetro a la altura del pecho (d, en cm), con una forcípula de precisión de 0,1 cm, en dos direcciones perpendiculares en todos los árboles de la parcela; la altura total del árbol (h, en m); la altura hasta la base de la copa viva (h_{blc} , en m), que corresponde al punto del fuste donde comienzan las ramas vivas; y la altura hasta la base de la copa muerta (h_{bdc} , en m), definida como el punto de inserción inferior de las ramas muertas de cada árbol. Estas mediciones de alturas se realizaron con una precisión de 0,1 m utilizando un hipsómetro digital (Vertex IV) en una submuestra aleatoria de un tercio de los árboles de la parcela (total 237 pies).

A partir de las mediciones, se calcularon varias variables de rodal importantes para la evaluación de la biomasa y la estructura, tales como la densidad (N, pies ha⁻¹), el área basimétrica (G, m² ha⁻¹) que es un indicador clave de la productividad, el diámetro medio (\overline{d} , cm), el diámetro medio cuadrático (dg, cm), la altura media del rodal (\overline{h} , en m), y una modificación del índice de espaciamiento relativo (RS) definido como 100/(\sqrt{N} ·

 \overline{h}

.) . Cabe señalar que no se consideró la altura dominante (definida como altura media de los 100 pies más gruesos por hectárea) dado que, debido a la superficie de la parcela, su estimación se basaría únicamente en cuatro árboles por parcela, lo que podría introducir un margen de error considerable.





Figura 1. Localización geográfica de las 20 parcelas de *Pinus radiata* incluidas en el presente estudio con la distribución de las masas de esta especie en Galicia y de las 20 parcelas incluidas en el estudio (parte izquierda). Foto de ejemplo de una de las parcelas (parte derecha inferior). Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).

Para los árboles cuyas alturas no se midieron directamente, se estimaron los valores de la altura total del árbol (h), la altura hasta la base de copa viva (h_{blc}) y la altura hasta la base de copa muerta (h_{bdc}) utilizando un sistema de tres ecuaciones. Estas ecuaciones se ajustaron con los datos obtenidos previamente de los árboles medidos en el campo. El sistema se ajustó simultáneamente utilizando el método iterativo SUR (*Iterative Seemingly Unrelated Regression*, ITSUR) del procedimiento MODEL de SAS/ETS (SAS Institute Inc, 2004). Las ecuaciones ajustadas explicaron el 78%, el 64% y el 98% de la variabilidad observada en h, h_{blc} y h_{bdc} , respectivamente. Las expresiones de las tres ecuaciones son:

$$h = \left(1,3^{1.6732} + (\bar{h}^{1.6732} - 1,3^{1.6732})\frac{1 - exp(-0,0444 \cdot d)}{1 - exp(-0,0444 \cdot dg)}\right)^{1/1.6732}$$

$$RMSE = 1.94 \text{ m}$$

$$h_{blc} = h \cdot \left(\frac{exp\left[-0,8009 \cdot \frac{d}{dg} - 0,0326 \cdot \bar{h} + 0,0306 \cdot G\right]}{1 + exp\left[-0,8009 \cdot \frac{d}{dg} - 0,0326 \cdot \bar{h} + 0,0306 \cdot G\right]}\right)$$

$$RMSE = 2.21 \text{ m}$$

$$h_{bdc} = h \cdot \left(\frac{exp\left[-1,9083 - 0,9932 \cdot \frac{h}{h} - 0,0246 \cdot G\right]}{1 + exp\left[-1,9083 - 0,9932 \cdot \frac{h}{h} - 0,0246 \cdot G\right]}\right)$$

$$RMSE = 0.18 \text{ m}$$



Donde h es la altura total del árbol (m), h_{blc} es la altura de la base de la copa viva (m), h_{bdc} es la altura de la base de la copa muerta, d es el diámetro normal (cm), dg es el diámetro medio cuadrático (cm), h es la altura media del rodal (m), G es el área basimétrica (m² ha⁻¹) y RMSE es la raíz del error medio cuadrático.

En cada parcela, se seleccionaron de 2 a 4 árboles de la submuestra utilizada en la medición de alturas (total 65 pies), tratando de cubrir el rango de diámetros observado y asegurando que no tuvieran daños en la copa, en los que se realizó un muestreo destructivo de las ramas muertas de la copa existentes en los primeros 6 m del tronco. Este límite se estableció por ser la altura máxima de poda para la especie en la zona de estudio. Las ramas se fueron cortando y empaquetando por secciones de 1 m desde la base del árbol y el material se llevó a laboratorio, donde se separó físicamente en diferentes tipos de combustible y clases de tamaño: acículas, combustibles leñosos finos (es decir, ramillas de diámetro < 0,6 cm, en adelante identificadas como grupo 1 -G1-), combustibles leñosos gruesos (ramas de 0,6 \leq diámetro < 2,5 cm, en adelante G2), y combustibles leñosos gruesos (ramas de 2,5 cm \leq diámetro < 7,5 cm y piñas, en adelante G3). No se encontraron ramas de más de 7,5 cm de grosor (G4). Esta clasificación permitió una evaluación detallada de los diferentes tipos de combustibles presentes en el dosel.

Aunque no existe un consenso total sobre qué se considera combustible disponible para la modelización del combustible del dosel en relación con los incendios de copa, se suele considerar únicamente la fracción más fina, es decir, las acículas y los combustibles leñosos del grupo 1 (G1). Sin embargo, en este estudio también se incluyeron materiales más gruesos para ampliar el uso de las ecuaciones, como en la estimación de la biomasa total de las ramas muertas a diferentes alturas de poda. El material fue clasificado por tamaño, pesado y secado en una estufa a 105°C (24 h para combustibles finos y 48 h para los más gruesos) para determinar la biomasa seca de cada categoría. Se definieron las siguientes fracciones de combustible muerto para la modelización: biomasa total (W_{total}), biomasa de acículas ($W_{needles}$), biomasa de los combustibles leñosos (W_{G123}), biomasa de los grupos G2 y G3 (W_{G23}), y biomasa de ramillas finas (W_{G1}), agrupándose G2 y G3 debido a la baja presencia de material del G3 en los árboles.

Por otro lado, también se estimó la biomasa de las acículas y ramillas finas (<0,6 cm de diámetro) de la copa viva de todos los árboles mediante un sistema de ecuaciones de biomasa específico para *P. radiata* en Galicia (BALBOA-MURIAS et al., 2006). Con estas variables, se calcularon las tres principales características estructurales del combustible de copas del dosel arbóreo, siguiendo el método "load over depth" (VAN WAGNER, 1977): carga de combustible disponible del dosel (*CFL*), altura de la base del dosel (*CBH*) y densidad aparente del dosel (*CBD*).

Los valores medios, mínimos, máximos y la desviación estándar de las variables del rodal, dosel y árbol individual se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Estadísticos de las principales variables del árbol individual y del rodal. Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).



Variable	Media	Máximo	Mínimo	D.s.
N (pies ha-1)	985,03	1368,73	604,79	222,62
G (m ² ha ⁻¹)	39,34	60,51	25,06	9,87
į (cm)	21,47	29,24	16,94	3,26
(m)	19,56	25,57	14,19	3,15
RS	0,17	0,24	0,12	0,03
	Variab	les del dosel de copas vivo	(n = 20)	
Variable	Media	Máximo	Mínimo	D.s.
<i>CBH</i> (m)	8,64	14,09	4,65	2,80
CFL (kg m ⁻²)	1,19	1,78	0,75	0,28
<i>CBD</i> (kg m ⁻³)	0,11	0,20	0,07	0,04
	Varia	bles de árbol individual (n	= 629)	
Variable	Media	Máximo	Mínimo	D.s.
<i>d</i> (cm)	21,05	49,8	4,8	8,04
<i>h</i> (m)	19,77	30,4	9,9	4,17
h _{blc} (m)	8,79	19,3	2,5	3,27
h _{bdc} (m)	0,39	1,1	0,1	0,18
	Biomasa de co	opa muerta (primeros 6 m)	de los árboles	
	cor	n muestreo destructivo (n =	65)	
Variable	Media	Máximo	Mínimo	D.s.
W _{total} (kg)	19,06	63,92	3,12	11,68
W _{needles} (kg)	3,17	11,55	0,22	2,19
W_{G1} (kg)	2,10	7,55	0,31	1,09
W_{G23} (kg)	13,79	47,06	1,82	9,41

D.s.= desviación estándar; N = densidad del arbolado; G = área basimétrica del rodal; \overline{d} = diámetro medio; \overline{h} = altura media; RS = índice de espaciamiento relativo; *CBH* = altura de la base del dosel; *CFL* = carga de combustible disponible del dosel; *CBD* = densidad aparente del dosel; d = diámetro medio del árbol; h = altura total del árbol; h_{blc} = altura hasta la base de la copa viva; h_{bdc} = altura hasta la base de la copa muerta; y W_{total} , $W_{needles}$, W_{G23} , y W_{G1} = biomasa muerta total, de acículas, leñosa media y gruesa (G23) y leñosa fina (G1), respectivamente.

Modelos de estimación de la biomasa total por fracciones de combustible muerto en los primeros 6 metros del fuste a nivel de árbol individual

Se desarrollaron ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de cada una de las cinco fracciones de combustible muerto de la copa (W_{total} , $W_{needles}$, W_{G123} , W_{G23} y W_{G1}) para los primeros 6 metros del tronco. Estas ecuaciones se basan en el modelo alométrico de la forma $\widehat{W_{t}} = \beta * X_{i} \land \beta$ donde Wi representa la biomasa de la fracción i, Xi es un conjunto de variables independientes, y \Box_{0} y \Box_{i} son los parámetros a estimar. Es fundamental que las ecuaciones ajustadas cumplan con el principio de aditividad, lo que significa que la suma de las estimaciones individuales de biomasa debe coincidir con las estimaciones del modelo que las agrupa. Para alcanzar este objetivo, se ajustaron primero las ecuaciones por cada fracción y posteriormente se desarrolló un sistema conjunto de cinco ecuaciones (una por fracción) para garantizar la aditividad. Se empleó un proceso de selección de variables tipo stepwise, linealizando los modelos mediante logaritmos. A



continuación, se detallan los pasos seguidos para la creación del sistema de ecuaciones:

1. La expresión de la ecuación de estimación de la biomasa total (\overline{W}_{total}) fue la siguiente:

 $\widehat{W_{total}} = a_0 \cdot X_i^{a_i}$

 Mediante la desagregación de la ecuación anterior se obtienen dos nuevas ecuaciones que permiten estimar, por un lado, la biomasa de los grupos 1, 2 y 3 conjuntamente (W_{G123}) y por otro lado la biomasa de las acículas

$$\widehat{W_{needles}} = exp[b_{0_n} + b_{i_n} \cdot log(X_i)]$$

$$\widehat{W_{G123}} = exp[b_{0_{G123}} + b_{i_{G123}} \cdot log(X_i)]$$

 $(W_{needles}): \qquad \frac{\widehat{W_{G123}}}{\widehat{W_{total}}} = \frac{\widehat{W_{G123}}}{(\widehat{W_{G123} + W_{needles}})} = \frac{1}{1 + (\widehat{W_{needles}}/\widehat{W_{G123}})}$ De este modo la ecuación de estimación de la biomasa de los grupos 1, 2 y 3 se obtuvo como:

$$\widehat{W_{G123}} = \widehat{W_{total}} \cdot \frac{1}{1 + exp[b_0 + b_i \cdot log(X_i)]}$$

siendo $b_0 = b_{0_n} - b_{0_{G123}}$ y $b_i = b_{i_n} - b_{i_{G123}}$; y la ecuación de estimación de la biomasa de las acículas se expresó como:

$$\widehat{W_{needles}} = \widehat{W_{total}} - \widehat{W_{G123}} = \widehat{W_{total}} \cdot \left[\frac{exp[b_0 + b_i \cdot log(X_i)]}{1 + exp[b_0 + b_i \cdot log(X_i)]} \right]$$

3. Finalmente, mediante la desagregación de la ecuación inicial se obtuvieron dos nuevas ecuaciones para estimar la biomasa de los grupos 2 y 3 conjuntamente por un lado (W_{G23}) y del grupo 1 (W_{G1}) por otro:

este modo la ecuación de estimación de la biomasa de los grupos 2 y 3 se obtuvo como:

 $\widehat{W_{G23}} = \widehat{W_{G123}} \cdot \frac{1}{1 + exp[c_0 + c_i \cdot log(X_i)]}$

siendo $c_0 = c_{0_G1} - c_{0_G23} y c_i = c_{i_G1} - c_{i_G23}$; y la ecuación de estimación de la biomasa de las ramillas finas muertas se expresó como:

$$\widehat{W_{G1}} = \widehat{W_{G123}} - \widehat{W_{G23}} = \widehat{W_{G123}} \cdot \left[\frac{exp[c_0 + c_i \cdot log(X_i)]}{1 + exp[c_0 + c_i \cdot log(X_i)]}\right]$$

Distribución vertical de la biomasa por fracciones de combustible muerto en los primeros 6 metros del fuste a nivel de árbol individual

La distribución vertical de la biomasa del combustible muerto en los primeros 6 m



del fuste para cada fracción se describió mediante la función de densidad de probabilidad (*pdf*) de Weibull de dos parámetros. La ecuación utilizada fue:

$$W_{acum_ij} = W_i \cdot \left[1 - exp\left(-\left(\frac{x_j}{p_{1i}}\right)^{p_{2i}}\right)\right], \text{ con } x_j = \frac{h_j - h_{bdc}}{\min(6, h_{blc}) - h_{bdc}}$$

Donde W_{acum_ij} es la biomasa de combustible acumulado de la fracción i (W_{totab} , $W_{needles}$, W_{G123} , W_{G23} , y W_{G1}) hasta la altura h_j dentro de los primeros 6 m del tronco; W_i es la biomasa total de combustible hasta 6 m de la fracción i; h_{bdc} y h_{blc} son las alturas de la base de la copa muerta y la altura de la base de la copa viva, respectivamente, y W_{scale} y W_{shape} son los parámetros de escala y forma de la pdf de Weibull de 2 parámetros a estimar, respectivamente.

Para garantizar la aditividad entre las fracciones, las ecuaciones de $W_{acum_needlesj}$, W_{acum_G1j} , y W_{acum_G23j} se ajustaron de manera que las otras clases de biomasa de combustible muerto (W_{acum_G123j} y W_{acum_totalj}) se estimaran como la suma de las estimaciones de las fracciones ajustadas.

Carga de combustible muerto y su distribución vertical por fracciones a lo largo de los primeros 6 metros del tronco a nivel de rodal

Después de desarrollar un sistema de 8 ecuaciones para estimar la biomasa de combustible muerto por fracciones y su distribución vertical en los primeros 6 m del fuste de los árboles individuales, se procedió a modelizar la carga de combustible y su distribución vertical a nivel de rodal. Se aplicaron las ecuaciones de biomasa a todos los árboles medidos en las 20 parcelas, lo que permitió estimar las cargas de combustible de cada fracción y su distribución vertical para el rodal (en Mg ha⁻¹). Finalmente, se ajustó un nuevo sistema de 8 ecuaciones similar al de los árboles individuales, pero orientado al rodal en su conjunto. La Figura 2 ilustra el flujo de trabajo seguido para ajustar estos sistemas de ecuaciones, ofreciendo una visión simplificada del procedimiento detallado anteriormente.

Análisis estadístico

Se evaluó la multicolinealidad entre las variables independientes y la heteroscedasticidad, y dado que la base de datos incluía múltiples observaciones equidistantes (1 m) para cada árbol o rodal a lo largo de 6 m de altura, se esperaba autocorrelación entre los residuos. Para abordar esta posible autocorrelación, se incorporó una estructura de error autorregresiva de orden 1 (AR1) en las ecuaciones que estiman la distribución vertical de las cargas de combustible. La prueba de Durbin-Watson se utilizó para evaluar la autocorrelación.

Los sistemas de 8 ecuaciones, uno para árbol individual y otro para rodal, compuestos por cinco ecuaciones alométricas y tres para la distribución vertical, se ajustaron simultáneamente mediante la metodología ITSUR (*Iterative Seemingly Unrelated Regression*) en el software SAS/ETS (SAS INSTITUTE INC, 2004). La base de datos para ajustar los modelos de distribución vertical incluía k mediciones (hasta un máximo de k = 6) por árbol, correspondientes a las cargas de combustible hasta alturas de 1 a 6 m o hasta el inicio de la copa viva. Dado que solo había una observación de W_{total} , $W_{needles}$, W_{G123} , W_{G23} y W_{G1} por árbol, las observaciones se repitieron k veces, ponderando los valores por la inversa del número de observaciones (1/k). Este mismo procedimiento se aplicó al ajuste del sistema de ecuaciones a nivel de rodal, y ha sido utilizado en estudios similares (DIÉGUEZ-



ARANDA et al., 2006; HEVIA et al., 2017).

Para analizar la exactitud de las estimaciones se utilizaron dos estadísticos de bondad de ajuste: el coeficiente de determinación (R²) y la raíz cuadrada del error medio cuadrático (RMSE).



Figura 2. Flujo de trabajo seguido para el ajuste de los sistemas de ecuaciones para árbol individual y para rodal. Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).

Simulaciones del comportamiento del fuego

Se evaluaron diferentes escenarios de gestión de combustibles y condiciones meteorológicas, desde situaciones sin tratamientos silvícolas previos hasta la realización de podas en el arbolado, con alturas de poda desde la base hasta un máximo de 6 m.

Las simulaciones se realizaron utilizando el programa AMICUS 2021 (PLUCINSKI et al., 2017), que permite evaluar los efectos de los tratamientos silvícolas y predecir el comportamiento del fuego, además de orientar sobre medidas preventivas en la zona estudiada. Estas simulaciones requieren información detallada de los factores que influyen en el comportamiento del fuego, como el tipo de combustible (en este caso, plantaciones de *Pinus radiata* de 14-20 años sin tratamientos previos), la altura media del dosel, la altura de la base del dosel (*CBH*), la carga de combustible disponible del dosel (*CFL*), la carga de combustibles finos (< 6 mm) y otras características del sotobosque, obtenidas mediante inventarios de campo y laboratorio.

En el presente estudio se utilizaron las condiciones meteorológicas extremas obtenidas en el estudio de ARELLANO-PÉREZ et al. (2020) para la provincia de Lugo y los meses de verano al representar estas un escenario desfavorable típico. Concretamente, se trata del percentil 97 de la temperatura (31,4 ° C) y el percentil 3 de la humedad del combustible fino muerto (9 %). La velocidad de viento a 10 m se simuló a 5, 20 y 36 km/h, correspondiéndose este último valor con el percentil 97 de velocidad de viento a 10 m de la provincia de Lugo. Además, se asumieron



condiciones de terreno llano habituales en estas plantaciones de *Pinus radiata* con una elevación promedio aproximada de 500 m, ausencia de nubes y se utilizaron las coordenadas del municipio de Lugo (latitud 43.0121, longitud -7.55585).

4. Resultados

Modelos de estimación de biomasa total por fracciones de combustible muerto para los primeros 6 m del tronco a nivel de árbol individual y su distribución vertical

Una vez seleccionado el conjunto óptimo de variables independientes para las cinco ecuaciones de estimación de biomasa del combustible en los primeros 6 m del tronco, se ajustó simultáneamente un sistema completo de ocho ecuaciones. Inicialmente, no se incluyeron términos autorregresivos; sin embargo, la prueba de Durbin-Watson reveló autocorrelación en varias ecuaciones del perfil vertical, lo que llevó a un nuevo ajuste con el término AR1, eliminando la autocorrelación.

Las estimaciones de W_{acum_G123j} y W_{acum_totalj} se calcularon como la suma de las fracciones ajustadas ($W_{acum_G23j} + W_{acum_G1j}$ y $W_{acum_G123j} + W_{acum_needlesj}$, respectivamente). Se calcularon el R² y el RMSE para estas fracciones en árboles individuales. La Tabla 2 presenta el sistema de ecuaciones ajustado, junto con los valores de los parámetros, sus errores estándar y los estadísticos de bondad de ajuste. Todos los parámetros resultaron significativos ($\alpha = 0,05$), y los análisis de multicolinealidad y heteroscedasticidad no mostraron problemas en los datos.

Tabla 2. Sistema de 8 ecuaciones ajustado para estimar la biomasa de combustible muerto y su distribución vertical por fracciones para árbol individual. Derechos de autor 2022, *Forest*.

Ecuaciones de biomasa total de combustible en los primeros 6 m	Ecuaciones de distribución vertical de biomasa de combustible a lo largo de los primeros 6 m		
$\begin{split} W_{total} &= a_0 \cdot d^{a_1} \cdot h_{bdc}^{\ a_2} \\ a_0 &= 0.0222 \ (0.0084 \); \ a_0 &= 1.9745 \ (0.1046); \ a_0 &= -0.6329 \ (0.0711) \\ R^2 &= 0.5676 \qquad RMSE = 7.92 \ kg \end{split}$	$W_{acum, totalj} = W_{acum, G123j} + W_{acum, needlesj}$ $R^2 = 0.7763 \qquad RMSE = 5.02 \ kg$		
$\begin{split} W_{G123} &= \frac{W_{total}}{1 + exp(b_0 + b_1 \cdot h + b_2 \cdot \overline{h_{bdc}} + b_3 \cdot \overline{h_{blc}})} \\ b_0 &= -1,8248 \; (0,2049); b_1 = -0,0792 \; (0,0098); b_2 = 2,6755 \; (0,2391); b_3 = 0,0733 \; (0,0132) \\ R^2 &= 0,5953 \qquad RMSE \; = \; 6,68 \; kg \end{split}$	$\begin{split} W_{acum,G123j} &= W_{acum,G23j} + W_{acum,G1j} \\ R^2 &= 0,7901 \qquad RMSE = 4,13 \ kg \end{split}$		
$\begin{split} W_{needles} &= \frac{W_{total} \cdot exp(b_0 + b_1 \cdot h + b_2 \cdot \overline{h_{bdc}} + b_3 \cdot \overline{h_{blc}})}{1 + exp(b_0 + b_1 \cdot h + b_2 \cdot \overline{h_{bdc}} + b_3 \cdot \overline{h_{blc}})} \\ b_0 &= -1.8248 \; (0.2049); b_1 = -0.0792 \; (0.0098); b_2 = 2.6755 \; (0.2391); b_3 = 0.0733 \; (0.0132) \\ R^2 &= 0.3530 \qquad RMSE = 1.89 \; kg \end{split}$	$ \begin{split} W_{acum_needlesj} &= W_{needles} \left[1 - exp \left(- \left(\frac{x_t}{p_{1_needles}} \right)^{p_{2_needles}} \right) \right] \\ p_{1_needles} &= 0,3884 \left(0,0507 \right); \ p_{2_needles} &= 1,44 \left(0,10 \right) \\ R^2 &= 0,6220 RMSE = 1,35 \ kg \end{split} $		
$\begin{split} W_{G23} = & \frac{W_{G123}}{1 + exp\left(c_0 + c_1 \cdot d + c_2 \cdot RS + c_3 \cdot h_{bdc} + c_4 \cdot \frac{l_{dc}}{h}\right)} \\ c_0 = -1,8878 \; (0,18); c_1 = -0.0413(0,004); c_2 = 5,536\; (0,54); c_3 = 0.9344\; (0,16); \; c_4 = -0.7637(0,18) \\ R^2 = 0.5927 \qquad RMSE = 6,15\; kg \end{split}$	$\begin{split} W_{acum_G23j} &= W_{G23} \left[1 - exp \left(- \left(\frac{x_i}{p_{1.G23}} \right)^{p_{2.G23}} \right) \right] \\ p_{1.G23} &= 0.5612 \ (0.0305); \ p_{2.G23} &= 1.87 \ (0.15) \\ R^2 &= 0.7805 \qquad RMSE = 3.81 \ kg \end{split}$		
$W_{G1} = \frac{W_{G123} \cdot exp\left(c_0 + c_1 \cdot d + c_2 \cdot RS + c_3 \cdot h_{bdc} + c_4 \cdot \frac{l_{dc}}{h}\right)}{1 + exp\left(c_0 + c_1 \cdot d + c_2 \cdot RS + c_3 \cdot h_{bdc} + c_4 \cdot \frac{l_{dc}}{h}\right)}$ $c_0 = -1,8878 (0,18); c_1 = -0.0413 (0,004); c_2 = 5,536 (0,54); c_2 = 0.9344 (0,16); c_4 = -0.7637 (0,18)$ $R^2 = 0.5826 \qquad RMSE = 0.73 kg$	$\begin{split} & W_{acum_{a}G1j} = W_{G1} \left[1 - exp \left(- \left(\frac{x_{i}}{p_{1,G1}} \right)^{p_{2,G1}} \right) \right] \\ & p_{1,G1} = 0.5365 \ (0.0234); \ p_{2,G1} = 1.71 \ (0.25) \\ & R^{2} = 0.8128 \qquad RMSE = 0.46 \ kg \end{split}$		

W = biomasa de combustible muerto (kg); d = diámetro del árbol (cm); h = altura del árbol (m); h_{blc} = altura hasta la base de la copa viva (m); h_{bdc} = altura hasta la base de la copa muerta (m); $\overline{h_{bdc}}$ = h_{bdc} media del rodal; $\overline{h_{blc}}$ = h_{blc} media del rodal; RS = índice de espaciamiento relativo; l_{dc} = longitud de la copa muerta (h_{blc} - h_{bdc}); $W_{acum,j}$ = biomasa de combustible muerto acumulado hasta la altura h_j sobre el tronco (kg) con max(h_j) = 6 y xi = ($h_j - h_{bdc}$)/(min(6; h_{blc}) - h_{bdc}). Los errores estándar de las estimaciones de los parámetros figuran entre paréntesis. Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).



Los modelos de biomasa de combustible explicaron entre el 35 % y el 59 % de la variabilidad observada en las estimaciones de biomasa de acículas ($W_{needles}$) y combustibles leñosos (W_{G_123} y W_{G_23}), con valores de RMSE que oscilaron entre 0,73 kg para los combustibles leñosos finos (W_{G1}) y 7,92 kg para el combustible total (W_{total}). Por su parte, los modelos de biomasa acumulada hasta una altura específica (hj) mostraron un mejor resultado, explicando entre el 62 % ($W_{acum_needlesj}$) y el 81 % (W_{acum_G1j}) de la variabilidad observada. Los valores de RMSE en este caso variaron desde 0,46 kg para la biomasa de combustible leñoso fino (W_{acum_G1j}) hasta 5,02 kg para el combustible total (W_{acum_totalj}). La Figura 3 presenta los valores observados frente a los predichos para las diferentes fracciones de biomasa, junto con la distribución vertical de los residuos.









Figura 3. (Izquierda) Gráficos de dispersión de los valores observados frente a los predichos para la distribución vertical de la biomasa de acículas ($W_{acum_needlesj}$, arriba), leñosos finos (W_{acum_G1j} , centro) y total (W_{acum_totalj} , abajo) de árbol individual. La línea roja sólida indica el modelo lineal ajustado y la línea discontinua indica el ajuste perfecto. (Derecha) Gráficos de caja de la distribución vertical de los residuos de biomasa de acículas ($W_{acum_needlesj}$, superior), leñosos finos (W_{acum_G1j} , medio), y total (W_{acum_totalj} , inferior) según la altura desde el suelo. Los puntos azules indican los valores medios. Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).

Modelos de estimación de carga de combustible muerto y su distribución vertical por fracciones para los primeros 6 m del tronco a nivel de rodal

Después de ajustar las ecuaciones correspondientes para el árbol individual, estas se aplicaron a todos los árboles presentes en cada una de las parcelas estudiadas. Posteriormente, dichos valores se agregaron por cada parcela, proporcionando así una estimación detallada y precisa de la biomasa acumulada en cada fracción para el conjunto de la parcela. Este procedimiento permitió obtener los valores de biomasa muerta por hectárea correspondientes a las distintas fracciones del tronco en los primeros 6 metros de altura desde el nivel del suelo. Este enfoque no solo permitió evaluar la cantidad de biomasa muerta por fracción, sino que también facilitó la identificación de patrones de acumulación en diferentes parcelas y cómo estas variaciones podrían influir en la dinámica del combustible muerto en el rodal (Tabla 3).

Tabla 3. Estadísticos de las principales variables en los primeros 6 m de la copa muerta y del conjunto del dosel (vivo y muerto). Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).

Variables para los primeros 6 m del dosel muerto (n = 20)



Variable	Media	Máximo	Mínimo	D.s.			
Wstand_total (Mg ha-1)	19,58	34,77	9,86	6,78			
Wstand_needles (Mg ha ⁻¹)	2,97	5,06	1,68	0,93			
Wstand_G1 (Mg ha ⁻¹)	1,94	2,62	1,15	0,35			
Wstand_G23 (Mg ha ⁻¹)	14,67	27,51	5,31	0,61			
(m)	0,41	0,83	0,24	0,14			
CFL_dead (kg m ⁻²)	0,49	0,73	0,34	0,10			
%CFL_dead	29,49	36,03	22,35	3,23			
Variable para todo el dosel (muerto+vivo) (n = 20)							
Variable	Media	Máximo	Mínimo	D.s.			
CFL_total (kg m ⁻²)	1,68	2,51	1,09	0,36			

D.s. = desviación estándar; W_{stand_total} , $W_{stand_needles}$, $W_{stand_G1 y}$, $W_{stand_G 23}$ = carga total, de acículas, leñosa fina (G1) y leñosa media y gruesa (G23) en los primeros 6 m del dosel muerto, respectivamente; $\overline{h_{bdc}}$ = altura media hasta la base de la copa muerta en el rodal; CFL_{dead} = carga de combustible muerto disponible en los primeros 6 m del dosel (*needles* + *G1*); $%CFL_{dead}$ = porcentaje de *CFL_dead* sobre *CFL* de todo el dosel (*CFL_total, viva y muerta*). Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).

Una vez seleccionado el mejor conjunto de variables independientes, se ajustó simultáneamente un sistema de ocho ecuaciones que inicialmente no incluyó términos autorregresivos. Posteriormente, se realizó la prueba de Durbin-Watson para verificar la presencia de autocorrelación en los residuos. Con base en los resultados obtenidos de dicha prueba, se volvió a ajustar el sistema incluyendo el término autorregresivo AR1, el cual corrigió eficazmente cualquier autocorrelación que pudiera haber afectado el desempeño del modelo.

Durante este segundo ajuste, se realizaron pruebas adicionales para asegurarse de que no existiera multicolinealidad entre las variables independientes, ni tampoco heteroscedasticidad en los residuos del modelo. Al no detectar ninguno de estos problemas, y habiendo comprobado que todos los parámetros incluidos en las ecuaciones fueron estadísticamente significativos con un nivel de confianza del 95% ($\alpha = 0,05$). Los modelos finales ajustados, junto con sus correspondientes estadísticos de bondad de ajuste, se presentan detalladamente en la Tabla 4, donde se pueden observar los valores de R², los errores estándar y otros indicadores clave que demuestran la solidez y precisión del sistema de ecuaciones.

El valor medio de *CBH* fue de 8,6 m (D.s. = 2,8 m), y la altura media de aparición de combustible muerto fue de 0,4 m (D.s. = 0.1 m). En consecuencia, se sugiere utilizar la altura de la base del dosel muerto para evaluar el potencial de fuego de copa, así como sistemas de comportamiento del fuego que consideren estos combustibles. La *CFL* media observada fue de 1,19 kg m⁻² (D.s. = 0,28 kg m⁻²), aumentando a 1,68 kg m⁻² (D.s. = 0,36 kg m⁻²) al incluir combustibles muertos finos. La notable contribución de estos combustibles implica un incremento significativo en el combustible disponible en el dosel y por tanto en el calor liberado en un incendio de copas.

Tabla 4. Sistema de 8 ecuaciones ajustadas para estimar la carga de combustible muerto y su distribución vertical por fracción a nivel rodal. Derechos de autor

MT 6: FUEGO Y OTROS RIESGOS ABIÓTICOS



2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022). Ecuaciones de carga total de combustible en los primeros 6 m $Wstand_{total} = a_0 \cdot G^{a_1} \cdot \overline{h_{bdc}}^{a_2}$

 $a_0 = 0,2303 (0,0119); a_1 = 1,1311 (0,0142); a_2 = -0,2993 (0,0148)$ $R^2 = 0.9780$ RMSE = 1.01 Mg ha⁻¹ Wstand _{total} $Wstand_{G123} =$ $1 + exp\left(b_0 + b_1 \cdot \overline{h_{bdc}} + b_2 \cdot (\overline{h} - \overline{h_{blc}})\right)$ $b_0 = -1,8633 (0,0156); b_1 = 2,3581 (0,0259); b_2 = -0,0740 (0,0011)$ $R^2 = 0,9794$ RMSE = 0,90 Mg ha⁻¹ $Wstand_{total} \cdot exp\left(b_0 + b_1 \cdot \overline{h_{bdc}} + b_2 \cdot (\overline{h} - \overline{h_{blc}})\right)$ Wstand_needles = --- $1 + exp\left(b_0 + b_1 \cdot \overline{h_{bdc}} + b_2 \cdot (\overline{h} - \overline{h_{blc}})\right)$ $b_0 = -1,8633 (0,0156); b_1 = 2,3581 (0,0259); b_2 = -0,0740 (0,0011)$ $R^2 = 0.9771$ RMSE = 0.14 Mg ha⁻¹ Wstand_G123 $Wstand_{G23} = \frac{1}{1 + exp(c_0 + c_1 \cdot G + c_2 \cdot \overline{h})}$ $c_0 = -0.4127 (0.0201); c_1 = -0.0226 (0.0005); c_2 = -0.0342 (0.0015)$ $R^2 = 0,9819$ RMSE = 0,82 Mg ha⁻¹

$$Wstand_{G1} = \frac{Wstand_{G123} \cdot exp(c_0 + c_1 \cdot G + c_2 \cdot h)}{1 + exp(c_0 + c_1 \cdot G + c_2 \cdot \bar{h})}$$

$$c_0 = -0.4127 (0.0201); c_1 = -0.0226 (0.0005); c_2 = -0.0342 (0.0015)$$

$$B^2 = 0.8829 \qquad BMSF = 0.12 Ma ha^{-1}$$

Ecuaciones de distribución vertical de carga a lo largo de los primeros 6 m

$$\begin{split} Wstand_{acum_totalj} &= Wstand_{acum_needlesj} + Wstand_{acum_G123j} \\ R^2 &= 0.9909 \quad RMSE = 0.75 \ Mg \ ha^{-1} \end{split}$$

$$\begin{split} & Wstand_{acum_G123j} = Wstand_{acum_G1j} + Wstand_{acum_G23j} \\ & R^2 = \ 0.9911 \qquad RMSE \ = \ 0.67 \ Mg \ ha^{-1} \end{split}$$

$$\begin{split} \text{Wstand}_{acum_needlesj} &= \text{Wstand}_{needles} \left[1 - \exp\left(- \left(\frac{x_i}{p_{1_needles}} \right)^{p_{2_needles}} \right) \right] \\ p_{1_needles} &= 0,4005 \ (0,0021); \ p_{2_needles} = 1,58 \ (0,02) \\ R^2 &= 0,9912 \quad RMSE \ = 0,11 \ Mg \ ha^{-1} \end{split}$$

 $Wstand_{acum_{623j}} = Wstand_{_{623}} \left[1 - exp\left(-\left(\frac{x_i}{p_{1,623}} \right)^{p_{2,623}} \right) \right] \\ p_{1,623} = 0,5564 (0,0033); \ p_{2,623} = 2,06 (0,03) \\ R^2 = 0,9911 \qquad RMSE = 0,61 Mg ha^{-1} \\ \left[-\left(-\left(x_i \right)^{p_{2,61}} \right) \right]$

$$\begin{aligned} & Wstand_{acum,G1j} = Wstand_{G1} \left[1 - exp \left(- \left(\frac{\lambda_i}{p_{1,G1}} \right) \right) \right] \\ & p_{1,G1} = 0,5280 \; (0,0036); \; p_{2,G1} = 1,90 \; (0,03) \\ & R^2 = 0,9837 \quad RMSE \; = \; 0,09 \; Mg \; ha^{-1} \end{aligned}$$

Wstand = carga total de copa seca del rodal (Mg ha⁻¹); h_{blc} = altura hasta la base de la copa viva (m); $\overline{h_{bdc}}$ = altura hasta la base de la copa muerta (m); $\overline{h_{blc}}$ = h_{bdc} media del rodal; \overline{h} = altura media del rodal; *G* = área basimétrica del rodal; *Wstand_acum_j* = carga de combustible muerto acumulada hasta la altura h_j sobre el tronco (Mg ha⁻¹) con max (h_j) = 6 y x_i = (h_j -) / (min (6, -). Los errores estándar de las estimaciones de los parámetros figuran entre paréntesis. Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).

Una vez ajustadas las ocho ecuaciones, se estimaron los valores de $W_{standacum_G123j}$ y $W_{standacum_totalj}$ de cada rodal como la suma de $W_{standacum_G23j}$ + $W_{standacum_G1j}$ y $W_{standacum_G123j}$ + $W_{standacum_needlesj}$, respectivamente y se calcularon los valores de R² y RMSE para estas fracciones.

Los modelos de carga de combustible explicaron entre el 88% y el 98% de la variabilidad observada en las ecuaciones de los combustibles leñosos finos (W_{stand_G1}) y las otras fracciones $(W_{stand_total}, W_{stand_G123}, W_{stand_needles}$ y W_{stand_G23} , con RMSE que variaron entre 0,12 Mg ha⁻¹ para W_{stand_G1} y 1,01 Mg ha⁻¹ para W_{stand_total} . Por otro lado, los modelos de carga de combustible acumulada explicaron más del 98% de la variabilidad total observada, con RMSE entre 0,09 Mg ha⁻¹ para $W_{standacum_G1j}$ y 0,75 Mg ha⁻¹ para $W_{standacum_totalj}$. La Figura 4 ilustra los valores de carga observados y predichos para las diferentes fracciones, así como la distribución vertical de los residuos de estas estimaciones.







Figura 4. (Izquierda) Gráficos de dispersión de valores observados frente a predichos para la distribución vertical de la carga de combustible de acículas ($W_{standacum_needlesj}$, arriba), leñosos finos ($W_{standacum_G1j}$, centro) y total ($W_{standacum_totalj}$, abajo) del rodal. La línea roja sólida indica el modelo lineal ajustado y la línea discontinua indica el ajuste perfecto. (Derecha) Diagramas de caja de la distribución vertical de los residuos de la carga de acículas ($W_{standacum_needlesj}$, superior), leñosos finos ($W_{standacum_G1j}$, medio) y total del rodal ($W_{standacum_needlesj}$, inferior) según la altura desde el suelo. Los puntos azules indican los valores medios. Derechos de autor 2022, Forest (ALONSO-REGO et al., 2022).

Simulación del comportamiento del fuego con el sistema AMICUS

En las figuras presentadas a continuación (Figuras 5 y 6), se muestra la probabilidad de ocurrencia de los distintos tipos de fuego (fuego de superficie, fuego de copas pasivo y fuego de copas activo) en función de tres valores de velocidad del viento a 10 m (km/h), las distintas alturas de poda aplicadas y la gestión de los restos leñosos, ya sea mediante su acumulación (Figura 5) o su extracción (Figura 6) del complejo de superficie.



Figura 5: Probabilidad de ocurrencia de fuego de copa activo, fuego de copa pasivo y fuego de superficie en función de la velocidad del viento a 10 m (km/h) y de los tratamientos silvícolas con diferentes alturas de poda, considerando la acumulación de los restos leñosos generados durante la poda en el complejo de superficie.

El porcentaje de fuego de copas, tanto activo como pasivo, fue significativamente menor en las parcelas sometidas a tratamientos silvícolas en comparación con las parcelas sin poda. La probabilidad de transición de fuego de superficie a las copas disminuye conforme aumenta la altura de poda, salvo excepciones, como con una velocidad del viento de 5 km/h y una poda a 3 m, donde se observa un ligero aumento en el fuego de copas pasivo respecto a una poda a 2 m. Este fenómeno se



atribuye a que la baja altura media de algunos árboles, combinada con el incremento de restos leñosos acumulados tras la poda, aumenta la carga de combustible en el suelo y facilita la propagación del fuego hacia las copas.

El fuego de copas activo es más probable en condiciones de viento elevado (36 km/h), especialmente en parcelas sin tratamientos o con podas mínimas. Sin embargo, podas más agresivas reducen considerablemente esta probabilidad. Bajo condiciones críticas, como las del percentil 97 de Lugo (humedad del combustible muerto del 9 % y viento de 36 km/h), una poda a 6 m disminuye en un 70 % la probabilidad de propagación del fuego hacia las copas y en un 40 % la probabilidad de fuego de copas activo, lo que resulta crucial para facilitar la extinción.

Además, se observa que, a mayor altura de poda, la velocidad del viento necesaria para iniciar fuego de copas (pasivo o activo) es mayor, lo que evidencia que los tratamientos silvícolas mejoran las condiciones para la gestión del fuego. En este sentido, el aumento de la velocidad del viento facilita primero el inicio de fuego de copas pasivo, y a velocidades más altas, la transición a fuego de copas activo, que representa un mayor desafío operativo en la lucha contra incendios.



Figura 6: Probabilidad de ocurrencia de fuego de copa activo, fuego de copa pasivo y fuego de superficie en función de la velocidad del viento a 10 m (km/h) y de los tratamientos silvícolas con diferentes alturas de poda, considerando la extracción de los restos leñosos generados durante la poda del complejo de superficie.

La extracción de los restos leñosos generados durante la poda, evitando su acumulación en el complejo de superficie, reduce significativamente la probabilidad de que el fuego de superficie se propague hacia las copas. Este efecto es más evidente bajo velocidades de viento bajas o cuando se implementan tratamientos silvícolas, como las podas progresivas por metro. Aunque las condiciones meteorológicas no pueden modificarse, sí es posible reducir la carga de combustible disponible, aumentando la distancia vertical entre el combustible de superficie y las copas de los árboles (*Fuel Strata Gap*). Esto disminuye la



probabilidad de transición de fuego de superficie a fuego de copas, ya sea activo o pasivo.

Bajo velocidades de viento elevadas (36 km/h) y en ausencia de tratamientos, la probabilidad de propagación del fuego hacia las copas puede alcanzar un 95 %, de los cuales el 50 % correspondería a fuego de copas activo, lo que dificulta enormemente las labores de extinción. Sin embargo, una poda a 2 m con extracción de restos reduce esta probabilidad al 30 % (5 % con fuego de copas activo). Con podas más altas y extracción de restos, el riesgo disminuye progresivamente, llegando a eliminar la probabilidad de fuego de copas activo a partir de podas a 4 m.

En condiciones extremas, como vientos de 36 km/h y sin tratamientos silvícolas, la probabilidad de fuego de copas activo es del 50 %. Esta probabilidad disminuye en un 30 % con una poda a 1 m y continúa reduciéndose de manera sostenida conforme aumenta la altura de poda. Este resultado resalta la importancia de los tratamientos silvícolas y la gestión adecuada de los restos para mitigar el riesgo de propagación del fuego hacia el dosel arbóreo.

5. Discusión

Los datos sobre las variables de rodal y las variables estructurales de la copa viva (*CBH*, *CFL* y *CBD*) recogidos en este estudio se situaron dentro del rango de valores obtenidos para *Pinus radiata* en investigaciones anteriores realizadas en la misma región geográfica y bajo condiciones climáticas, fisiográficas y edáficas similares (RUÍZ-GONZÁLEZ & ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, 2011; FERNÁNDEZ-ALONSO et al., 2013; GÓMEZ-VÁZQUEZ et al., 2012; ARELLANO-PÉREZ et al., 2018). Además, los promedios observados de número de árboles (*N*), área basimétrica (*G*), altura media (\overline{h}) y *CFL* coincidieron con los reportados por GÓMEZ-VÁZQUEZ et al. (2012) para la misma especie. El promedio de *CBD* (0,11 kg/m³) fue el mismo que el hallado por ARELLANO-PÉREZ et al. (2018) y ligeramente superior al umbral de 0,1 kg/m³ propuesto empíricamente por AGEE (1996) como el valor necesario para favorecer la coronación activa.

En cuanto a *CFL*, el promedio observado al incluir únicamente la copa viva fina fue de 1,19 kg/m², incrementándose a 1,68 kg/m² al considerar la carga aportada por las acículas y ramas finas muertas. La considerable contribución de los combustibles muertos de escalera a la carga total de combustible disponible sugiere un aumento proporcional en el calor liberado por un fuego que consume todos los componentes finos. Según BYRAM (1959), la energía liberada por las copas podría aumentar de 21.420 kJ/m² a 30.240 kJ/m², incrementando la intensidad lineal del fuego en un 41,1%. Nuestros hallazgos confirmaron que estas plantaciones de pino no presentan una distribución homogénea de combustibles finos vivos y muertos en el dosel, similar a sus equivalentes australianos (CRUZ et al., 2017). Se identificaron dos capas de combustible distintas: una inferior compuesta principalmente por combustibles muertos, que son altamente inflamables cuando están secos, y una capa superior formada mayormente por combustibles vivos con mayor densidad.

Las estadísticas de ajuste de los dos sistemas de ecuaciones desarrollados mostraron que proporcionan estimaciones precisas y robustas, contribuyendo a abordar la falta de métodos para cuantificar los combustibles de escalera muertos y mejorar las estimaciones del potencial de liberación de calor por unidad e



intensidad lineal del fuego. Aunque ambos sistemas de ecuaciones pueden servir para estimar la carga de combustibles muertos de escalera según clases y su distribución vertical en el rodal, es fundamental considerar sus ventajas y desventajas. El uso de los sistemas de ecuaciones a nivel de árbol (Tabla 2) requiere un número considerable de variables independientes, y su cálculo es más complejo en comparación con el sistema a nivel de rodal (Tabla 4). Este proceso implica calcular la biomasa de cada árbol, agregar la biomasa total de todos los árboles en la parcela de muestra y expresar el resultado en relación con la superficie (ha). Sin embargo, aunque el sistema a nivel de árbol presente estadísticas de ajuste aparentemente inferiores, es más preciso, ya que se basa en datos reales de combustibles muertos obtenidos de árboles muestreados de manera destructiva, a diferencia del sistema a nivel de rodal (Tabla 4), que se basa en valores de biomasa estimados a partir del sistema de ecuaciones a nivel de árbol individual (Tabla 2). Por otro lado, el sistema a nivel de rodal resulta más sencillo de aplicar, ya que solo requiere una muestra de árboles para obtener valores medios representativos, en lugar de medir las alturas totales, de inicio de la copa muerta y de inicio de la copa viva de todos los árboles de la parcela. En cualquier caso, la elección de uno u otro enfoque dependerá principalmente del equilibrio necesario entre la precisión de las estimaciones y el coste que se puede asumir en el inventario de campo.

Además de la estimación de los combustibles de escalera, se realizaron simulaciones del comportamiento del fuego. Diversos científicos, como CARDIL et al. (2019), han demostrado que estas simulaciones desempeñan un papel crucial en la predicción de la propagación y el comportamiento del fuego, siendo esenciales para la toma de decisiones en la gestión de incendios forestales. Nuestros resultados coinciden con los de HEVIA et al. (2018), quienes confirman el importante papel de los tratamientos silvícolas en la mitigación del riesgo de fuego de copas. La poda, al reducir los combustibles de escalera, puede disminuir la probabilidad de que el fuego superficial llegue al dosel (CRUZ et al., 2017).

En el futuro, el uso de datos de teledetección o LiDAR podría facilitar la recolección de datos y mejorar la precisión de las estimaciones de carga de combustible. La implementación de tecnología ALS (*Airbone Laser Scanning*), TLS (*Terrestrial Laser Scanning*) o su combinación es prometedora; estudios como el de ALONSO-REGO et al. (2021) muestran que integrar métricas de ambos sistemas como variables predictoras en los modelos incrementa significativamente la precisión de las estimaciones, destacando el potencial de utilizar ALS y TLS conjuntamente en los inventarios forestales.

6. Conclusiones

El combustible muerto en escalera en rodales de *Pinus radiata* de alta densidad, con mala poda natural y sin poda artificial, puede dificultar en gran medida los esfuerzos de extinción de incendios y comprometer la seguridad de los bomberos debido a la presencia de ramas secas que casi llegan al suelo, limitando el acceso y la visibilidad. Los sistemas de modelos de árbol individual y de rodal desarrollados han demostrado ser capaces de cuantificar este tipo de combustible, permitiendo a los gestores forestales simular cómo la poda a diferentes alturas puede afectar el desarrollo potencial de fuego de copas bajo diversas condiciones atmosféricas, contenido de humedad del combustible y manejo alternativo de los residuos generados: extracción, trituración y no gestión.



Para evaluar las cargas de combustible fino en las copas de los rodales de *Pinus radiata*, es necesario sumar las cargas de combustible estimadas por los modelos de copas muertas a las estimadas mediante modelos existentes de cargas de combustible de copas vivas para la especie. Esto evitará la subestimación de la carga de combustible disponible en el dosel y la sobreestimación de la discontinuidad vertical entre los estratos, limitando los errores al evaluar el desarrollo potencial de incendios de copas, incluyendo la iniciación, el tipo de fuego (activo o pasivo) y las características del comportamiento asociadas.

En conclusión, la estimación precisa de la biomasa de combustibles de escalera y las simulaciones del comportamiento del fuego son herramientas cruciales para la gestión forestal. Los tratamientos de poda, especialmente cuando se combinan con la extracción de restos, pueden reducir significativamente el riesgo de fuego de copas, mejorando la seguridad y sostenibilidad de los pinares gallegos. Las simulaciones del comportamiento del fuego realizadas, evaluando tratamientos de poda con y sin extracción de restos, mostraron que la poda reduce significativamente el riesgo de fuegos de copas, pero su eficacia depende de la gestión de los restos. La combinación de poda y extracción de restos es una estrategia eficaz para mitigar el riesgo de incendios en pinares de Galicia.

7. Agradecimientos

Agradecemos a Mario López Fernández por su inestimable apoyo técnico en la realización de las tareas de muestreo en campo dentro de la red de parcelas. Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación VIS4FIRE (RTA 2017-0042-C05-05: *Vulnerabilidad integral de los sistemas forestales frente a incendios: implicaciones en las herramientas de gestión forestal*), del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad.

Además fue respaldado por una beca predoctoral de la primera autora: Cecilia Alonso Rego financiada por la "Consejería de Educación, Universidad y Formación Profesional" y la "Consejería de Economía, Empleo e Industria" del Gobierno Gallego, así como por el programa operativo de la UE "FSE Galicia 2014–2020". Por último, el trabajo del 4º autor: Stéfano Arellano Pérez en este artículo ha sido financiado por la ayuda PTQ2021-012150 otorgada por el MCIN/AEI / 10.13039/501100011033.

8. Bibliografía

AGEE, J.K. (1996). The influence of forest structure on fire behavior. In Proceedings of the 17th Annual Forest Vegetation Management Conference, Sacramento, California, USA, 16–18.

ALEXANDER, M.E.; CRUZ, M.G.; 2011. Crown fire dynamics in conifer forests. In Synthesis of Knowledge of Extreme Fire Behavior: Volume I for Fire Managers; Werth, P.A., Potter, B.E., Clements, C.B., Finney, M.A., Goodrick, S.L., Alexander, M.E., Cruz, M.G., Forthofer, J.A., McAllister, S.S., Eds.; USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Volume PNW-GTR-854, pp. 107–144.

ALONSO-REGO, C.; ARELLANO-PÉREZ, S.; GUERRA-HERNÁNDEZ, J.; MOLINA-VALERO, J.A.; MARTÍNEZ-CALVO, A.; PÉREZ-CRUZADO, C.; CASTEDO-DORADO, F.; GONZÁLEZ-FERREIRO, E.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2021. Estimating stand and fire-related surface and canopy fuel variables in pine stands using low-density airborne and single-scan terrestrial laser scanning data. Remote Sens. 13: 5170.



ALONSO-REGO, C., FERNANDES, P., ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J. G., ARELLANO-PÉREZ, S. y RUIZ-GONZÁLEZ, A. D. (2022). Individual-Tree and Stand-Level Models for Estimating Ladder Fuel Biomass Fractions in Unpruned Pinus radiata Plantations. Forests, 13(10), 1697.

ARELLANO-PÉREZ, S.; VEGA, J.A.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; ARELLANO, A.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; VEGA-NIEVA, D.J.; PÉREZ, E.; 2017. Foto-guía de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado. Andavira, Santiago de Compostela, España.

ARELLANO-PÉREZ, S.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; VEGA HIDALGO, J.A.; RUIZ GONZÁLEZ, A.D.; 2017. Modelos de estimación de la distribución vertical de combustibles finos de copa en masas de pinar a partir de datos del IV Inventario Forestal Nacional. VII Congreso Forestal Español, Plasencia, España, 26–30 Junio.

ARELLANO-PÉREZ, S.; CASTEDO-DORADO, F.; LÓPEZ-SÁNCHEZ, C.A.; GONZÁLEZ-FERREIRO, E.; YANG, Z.; DÍAZ-VARELA, R.A.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; VEGA, J.A.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2018. Potential of Sentinel-2A data to model surface and canopy fuel characteristics in relation to crown fire hazard. Remote Sens. 10: 1645.

ARELLANO-PÉREZ, S., CASTEDO-DORADO, F., ÁLAVAREZ-GONZÁLEZ, J. G., ALONSO-REGO, C., VEGA, J. A.; RUÍZ-GONZÁLEZ, A. D. (2020). Mid-term effects of a thin-only treatment on fuel complex, potential fire behaviour and severity and post-fire soil erosion protection in fast-growing pine plantations. Forest Ecology and Management, 460, 117895.

BALBOA-MURIAS, M.A.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. For. Ecol. Manag. 237: 29–38.

BYRAM, G.M. (1959). Combustion of forest fuels. En Forest Fire: Control and Use; K.P. Davis (ed.); McGraw-Hill: New York, NY, USA, pp. 61–89.

CHANDLER, C., CHENEY, P., THOMAS, P., TRABAUD, L., WILLIAMS, D. (1991). Fire in Forestry. Volume I: Forest Fire Behavior and Effects. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida.

CRUZ, M.G.; ALEXANDER, M.E.; WAKIMOTO, R.H.; 2004. Modeling the likelihood of crown fire occurrence in conifer forest stands. For. Sci. 50: 640–658.

CRUZ, M.G.; ALEXANDER, M.E.; FERNANDES, P.M.; 2008. Development of a model system to predict wildfire behaviour in pine plantations. Aust. For. 71: 113–121.

CRUZ, M.; ALEXANDER, M.; 2010. Assessing crown fire potential in coniferous forests of western North America: A critique of current approaches and recent simulation studies. Int. J. Wildland Fire 19: 377–398.

CRUZ, M.G.; ALEXANDER, M.E.; PLUCINSKI, M.P.; 2017. The effect of silvicultural treatments on fire behaviour potential in radiata pine plantations of South Australia. For. Ecol. Manag. 397: 27–38.

DIÉGUEZ-ARANDA, U.; CASTEDO-DORADO, F.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; ROJO, A.; 2006. Compatible taper function for Scots pine plantations in northwestern Spain. Can. J. For. Res. 36: 1190–1205.

FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.; ALBERDI, I.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; VEGA, J.A.; CAÑELLAS, I.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2013. Canopy fuel characteristics in relation to crown fire potential in pine stands: Analysis, modelling and classification. Eur. J.



For. Res. 132: 363–377.

GÓMEZ-GARCÍA, E.; 2020. Estimating the changes in tree carbon stocks in Galician forests (NW Spain) between 1972 and 2009. Forest Ecology and Management 467: 118157.

GÓMEZ-VÁZQUEZ, I.; CRECENTE-CAMPO, F.; DIÉGUEZ-ARANDA, U.; CASTEDO-DORADO, F.; 2012. Modelling canopy fuel variables in Pinus pinaster Ait. and Pinus radiata D. Don stands in northwestern Spain. Ann. For. Sci. 70: 161–172.

HEVIA, A.; CRABIFFOSSE, A.; MAJADA, J.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2012. Modelo de distribución de la carga de combustibles finos en el dosel de copas de rodales regulares de Pinus pinaster: Efecto de claras combinadas con podas. Cuad. SECF 34: 123–133.

HEVIA, A.; CRABIFFOSSE, A.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; MAJADA, J.; 2017. Novel approach to assessing residual biomass from pruning: A case study in Atlantic Pinus pinaster Ait. timber forests. Renew. Energ. 107: 620–628.

HEVIA, A., CRABIFFOSSE, A., ÁLAVAREZ-GONZÁLEZ, J. G., RUÍZ-GONZÁLEZ, A. D.: MAJADA, J. (2018). Assessing the effect of pruning and thinning on crown fire hazar in young Atlantic maritime pine forests. Journal of environmental management, 205, 9-17.

KEANE, R.E.; 2015. Wildland fuel fundamentals and applications. Springer International Publishing.

MAPA; 2019. Los incendios forestales en España. Decenio 2006–2015. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación Secretaría General Técnica, Madrid, 157 pp.

MARM. (2011a). Cuarto Inventario Forestal Nacional. Galicia. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 49 p.

MENNING, K.M.; STEPHENS, S.L.; 2007. Fire climbing in the forest: A semiqualitative, semiquantitative approach to assessing ladder fuel hazards. West. J. Appl. For. 22: 88–93.

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO. (2022). Avance de Estadística Forestal 2022. Madrid: Gobierno de España. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/estadisticas/ avance-estadistica-forestal-2022-v2.pdf

PLUCINSKI, M.P.; SULLIVAN, A.L.; RUCINSKI, C.J.; PRAKASH, M.; 2017. Improving the reliability and utility of operational bushfire behaviour predictions in australian vegetation. Environ. Model Softw. 91: 1–12.

QIAO, X.; BI, H.; LI, Y.; XIMENES, F.; WESTON, C.J.; VOLKOVA, L.; GHAFFARIYAN, M.R.; 2021. Additive predictions of aboveground stand biomass in commercial logs and harvest residues for rotation age Pinus radiata plantations in New South Wales, Australia. Journal of Forestry Research, 32(6): 2265-2289.

REARDON, J.; 2020. Ground fuel. In Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires; Manzello, S.L., Ed.; Springer: Cham, Switzerland, pp. 1–8.

RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; 2011. Canopy bulk density and canopy base height equations for assessing crown fire hazard in Pinus radiata plantations. Can. J. For. Res. 41: 839–850.



RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; CASTEDO-DORADO, F.; VEGA, J.A.; JIMÉNEZ, E.; FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; 2015. Modelling canopy fuel dynamics of maritime pine stands in north-west Spain. Int. J. Wildland Fire 24: 92–102.

SANDO, R.W.; WICK, C.H.; 1972. A method of evaluating crown fuels in forest stands. USDA, Forest Service, Res. Pap. NC-84.

SAS INSTITUTE INC.; 2004. SAS/ETS®9.1 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

SCOTT, J.H.; REINHARDT, E.D.; 2001. Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Res. Pap. RMRS-RP-29.

STOCKS, B.J.; ALEXANDER, M.E.; WOTTON, B.M.; STEFNER, C.N.; FLANNIGAN, M.D.; TAYLOR, S.W.; LAVOIE, N.; MASON, J.A.; HARTLEY, G.R.; MAFFEY, M.E.;DALRYMPLE, G.N., BLAKE, T.W., CRUZ, M.G., LANOVILLE, R.A.; 2004. Crown fire behaviour in a northern jack pine—Black spruce forest. Can. J. For. Res. 34: 1548–1560.

VAN WAGNER, C.E.; 1977. Conditions for the start and spread of crown fire. Can. J. For. Res. 7: 23–34.

VEGA, J.A.; 2001. Efectos del fuego prescrito sobre el suelo en pinares de *Pinus pinaster* Ait. de Galicia. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.

VEGA, J.A.; ARELLANO-PÉREZ, S.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; FERNÁNDEZ, C.; JIMÉNEZ, E.; CUIÑAS, P.; FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.; VEGA-NIEVA, D.J.; CASTEDO-DORADO, F.; ALONSO-REGO, C.; FONTÚRBEL, T.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2022. Modelling fuel loads of understorey vegetation and forest floor components in pine stands in NW Spain. Forest Ecosystems 9: 100074.

VEGA, J.A.; ARELLANO-PÉREZ, S.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; FERNÁNDEZ, C.; JIMÉNEZ, E.; FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.; VEGA-NIEVA, D.J.; BRIONES HERRERA, C.; ALONSO-REGO, C.; FONTÚRBEL, T.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2022. Modelling aboveground biomass and fuel load components at stand level in shrub communities in NW Spain. Forest Ecology and Management 505: 119926.