

9CFE-1391



Modelos de combustibles específicos para comunidades de matorral desarbolado y helechales en Galicia

RUIZ-GONZÁLEZ, A.D. (1), VEGA, J.A. (2), ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G. (1), ARELLANO-PÉREZ, S. (3), FERNÁNDEZ, C. (4), CUIÑAS, P. (2), JIMÉNEZ, E. (2), FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M. (2), FONTÚRBEL, T. (2), ALONSO-REGO, C. (5)

(1) Unidad de Gestión Ambiental y Forestal Sostenible (UXAFORES). Departamento de Ingeniería Agroforestal, Campus Terra, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Universitario s/n, 27002, Lugo, España.

(2) Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Apartado de correos 127. 36080, Pontevedra, España.

(3) AGRESTA Sociedad Cooperativa, c/ Duque de Fernán Nuñez 2, 28012 Madrid, España.

(4) Departamento de Suelos, Biosistemas y Ecología Agroforestal, Misión Biológica de Galicia, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Misión Biológica de Galicia, Pazo de Salcedo, Carballeira, 8, Salcedo, 36143 Pontevedra, España.

(5) Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Escuela de Ingeniería Agraria y Forestal, Avda. de Astorga 15, Universidad de León, 24401 Ponferrada, León, España.

Resumen

Tanto los simuladores geoespaciales de comportamiento y riesgo de incendio, como los modelos y software de evaluación de efectos y estimación de emisiones suelen utilizar modelos de combustible estándar para simplificar la recogida de datos y la inclusión de escenarios de combustible complejos. Es habitual generar cartografía de estos modelos utilizando información obtenida de sensores remotos. Sin embargo, dada la gran complejidad de los complejos de combustible, con propiedades que varían ampliamente tanto en el tiempo como en el espacio, el uso de modelos estándar puede limitar en gran medida la precisión de la cartografía generada. Esto afecta a la evaluación del riesgo de incendio, a la planificación de tratamientos de gestión del combustible, a la toma de decisiones en durante la extinción y a la evaluación del impacto medioambiental de los incendios. En este estudio se han desarrollado modelos de combustible personalizados y específicos para comunidades de matorral desarbolado y helechales, utilizando el análisis clúster k-medoids basado tanto en las características estructurales del combustible como en el comportamiento potencial del fuego. Para ello, utilizamos una base de datos de 722 parcelas con muestreo destructivo distribuidas entre nueve comunidades diferentes de matorral y helechal y cubriendo toda el área de distribución de estas comunidades en Galicia, una de las regiones de Europa más afectadas por los incendios forestales. Se utilizaron variables estructurales como la cobertura, la altura media y las cargas de fracciones de combustible diferenciadas por tamaño y estado vegetativo (vivo o muerto) para estimar el comportamiento del fuego potencial incluyendo la velocidad de propagación (utilizando cinco modelos diferentes, tres empíricos, uno semifísico y uno físico), la intensidad lineal, el calor por unidad de superficie y la longitud de la llama en cada lugar de muestreo y considerando condiciones ambientales extremas. El número óptimo de grupos se estableció combinando el conocimiento sobre el terreno de las comunidades de matorral objeto de estudio y de su comportamiento de fuego



asociado, con la maximización del valor medio de la variable silhouette y la minimización de la suma de cuadrados de las distancias entre observaciones dentro de cada grupo. Las características estructurales de la parcela representativa de cada grupo (medoide) se asociaron a cada uno de los cuatro modelos de combustible propuestos para comunidades de matorral y a los dos modelos de combustible propuestos para helechales. Finalmente, se desarrolló una clasificación dicotómica simple basada únicamente en la altura del matorral que facilitará el desarrollo de mapas de modelos de combustible espacialmente explícitos basados en datos de teledetección. Por tanto, la metodología aplicada permite generar una representación más realista de la distribución del combustible en el paisaje, basada en mediciones de la estructura del combustible de ecosistemas regionales naturales en lugar del uso de modelos estándar. Creemos que la metodología propuesta podría generalizarse a comunidades compuestas por otras especies de matorral o helechos de diferentes regiones biogeográficas, ampliando así su aplicabilidad.

Palabras clave

Combustibles forestales, modelos de combustible, análisis clúster, comportamiento del fuego, gestión del fuego, clasificación de combustibles.

1. Introducción

La predicción del comportamiento del fuego, factor crítico en la gestión de los incendios forestales, requiere de una caracterización espacial de la vegetación correcta en términos de propiedades del combustible (Finney 1998; 2006). Dada la gran complejidad de los complejos de combustible, con propiedades que varían ampliamente tanto espacial como temporalmente, se han ideado numerosos sistemas de clasificación de combustibles forestales para intentar representarlos.

Keane (2013; 2015) analizó y discutió las ventajas y limitaciones de los principales enfoques seguidos para crear clasificaciones de combustibles asociadas a modelos de comportamiento del fuego: enfoque de asociación, enfoque oportunista, enfoque de clasificación y enfoque de abstracción. En el primero de ellos, la información del combustible se vincula a las diferentes categorías de clasificaciones basadas en la vegetación. Este enfoque se utiliza, por ejemplo, en el “Canadian Forest Fire Behaviour Prediction System” (Forestry Canada Fire Danger Group, 1992), en el que los tipos de combustible se asocian con las principales clases de cubierta vegetal de la región (Phelps y Beverly, 2022), aunque no se tienen en cuenta los matorrales. En el enfoque oportunista se seleccionan subjetivamente en el campo complejos de combustible singulares y se añaden como una nueva categoría en la clasificación siempre y cuando tengan una cierta representatividad espacial. Ejemplos de esta aproximación serían las “Natural Fuels Photo Series” (Ottmar et al., 1998; 2004; 2007) o el FCCS (Fuel Characteristics Classification System) (Riccardi et al., 2007a; 2007b; Sandberg et al., 2007; Prichard et al. 2013) cuyo uso, además, no se limita a la predicción del comportamiento del fuego, sino también a la evaluación de efectos del fuego, del consumo de combustible, la producción de humo o el almacenamiento de carbono. El enfoque de clasificación se basa en la agrupación sistemática y exhaustiva de los complejos de combustible en grupos diferenciados caracterizados por ciertos atributos seleccionados, principalmente cargas cuantificadas por componentes de



combustible (por ejemplo, Dimitrakopoulos 2002; Miller et al., 2003; Parresol et al., 2012; Chávez et al., 2014; Bright et al., 2016). Por último, el enfoque de abstracción relaciona los atributos del complejo de combustible con el comportamiento del fuego. Esto conduce al concepto de modelo de combustible como representación cuantitativa simplificada de un complejo, constituido por un conjunto de parámetros físicos utilizados como entradas para los modelos de comportamiento del fuego (Rothermel, 1972; Burgan y Rothermel, 1984; Andrews y Queen, 2001). Los cuatro modelos de matorral desarrollados por el NFFL (Northern Forest Fire Laboratory) en Estados Unidos (Albini, 1976a; Anderson, 1982), complementados posteriormente con los nueve modelos FBFM (Fire Behavior Fuel Models) (Scott y Burgan, 2005) son los más utilizados de este enfoque. Se desarrollaron como representaciones categóricas de los atributos del combustible para su uso como entradas en el modelo de propagación del fuego de superficie de Rothermel (1972).

Los modelos de combustible personalizados, creados a partir de datos de inventarios de combustible o ajustando modelos ya existentes (Burgan y Rothermel, 1984; Burgan, 1987; Ascoli et al., 2015), intentan representar las condiciones locales con mayor precisión. Por ello, son especialmente necesarios para representar comunidades de matorral desarbolado en ecosistemas con gran heterogeneidad estructural y complejidad, sobre todo si van a ser utilizados como entrada en los sistemas de simulación de incendios que más se usan actualmente a nivel operativo, como BehavePlus (Andrews et al., 2008), Farsite (Finney, 1998) o FlamMap (Finney, 2006), todos ellos basados en la ecuación desarrollada por Rothermel (1972).

En última instancia, tanto el enfoque de asociación como el de abstracción requieren la asignación del escenario de vegetación concreto que se esté considerando a un modelo de combustible. Este proceso suele requerir reglas de decisión, sobre todo si se van a construir modelos personalizados. En general, la asignación está sujeta a diversas fuentes de error e incertidumbre, como la percepción subjetiva del comportamiento potencial del fuego en el complejo de combustible y la variación espacial de los modelos de combustible, entre otras (Jakubowski et al., 2013; Perrakis et al., 2018; Sá et al., 2023). Por ello, sería muy recomendable que el proceso se apoyase en métodos de clasificación robustos, apoyados en variables estructurales del combustible obtenidas en inventarios de combustible suficientemente representativos (Ascoli et al., 2020) y conectados con modelos de predicción del comportamiento del fuego. Por último, estos modelos deben contrastarse con datos reales de comportamiento del fuego o, al menos, con la opinión de expertos. Obviamente, toda esta tarea supone un reto y está claro que los actuales sistemas de clasificación de combustibles apenas cumplen todos estos requisitos.

Galicia acapara el 29% de los incendios forestales de España y la superficie quemada supone el 22% del total nacional (MAPA, 2019), a pesar de que su superficie forestal representa solo el 10% de la superficie forestal del país. Además, aunque la superficie media quemada anualmente en Galicia en los últimos 10 años es de unas 16.000 ha (Consellería de Medio Rural, 2022), el potencial de la región para sufrir incendios catastróficos se ha puesto de manifiesto en años como el 2017 y 2022 con unas 62.000 y 52.000 ha quemadas, respectivamente, en línea con las proyecciones de cambio climático para la zona (Vega et al., 2009a; 2009b). El



problema afecta especialmente a los matorrales desarbolados, ya que el 63% de la superficie quemada en la región se produce en estas comunidades (Consellería de Medio Rural, 2022), a pesar de representar tan sólo alrededor del 30% de la superficie forestal total de su territorio (MARM, 2011). Por tanto, Galicia es una zona especialmente interesante para el desarrollo de modelos de combustible personalizados específicos para matorral desarbolado. El rápido crecimiento del matorral asociado a las suaves temperaturas anuales y abundantes precipitaciones en la mayor parte de la región (Martínez Cortizas y Pérez Alberti, 1999) promueve grandes acumulaciones de combustible en estas comunidades, favoreciendo los incendios forestales de alta intensidad (Arellano-Pérez et al., 2017). La ubicación de Galicia, en la encrucijada entre dos dominios biogeográficos: Atlántico y Mediterráneo (European Environment Agency, 2016) proporciona una gran variedad en la composición florística del matorral lo que implica a su vez un amplio rango en las características del combustible. Además, estudios previos basados en muestreos destructivos en Galicia (Vega et al., 1998), mostraron que las tasas de propagación del fuego según el modelo de Rothermel (1972) no coincidían con las observadas en incendios experimentales en el campo cuando se utilizaban modelos de combustible de matorral personalizados obtenidos siguiendo la metodología propuesta por Burgan y Rothermel (1984). Esto sugiere la necesidad de seguir investigando para desarrollar modelos de combustible más adecuados para los usos operativos de la gestión de incendios.

2. Objetivos

Por las razones anteriores, un método de clasificación de complejos de combustibles de matorral y helecho que permita diferenciar categorías únicas de combustible en base a atributos seleccionados, y en asociación con su comportamiento potencial frente al fuego, es esencial para la toma de decisiones sobre las mejores alternativas para la gestión del combustible y del fuego. En consecuencia, el objetivo de este estudio fue desarrollar modelos de combustible personalizados para las comunidades de matorral y helecho de Galicia basados tanto en características estructurales de los complejos de combustible como en las variables del comportamiento del fuego potencial asociadas.

Por otro lado, un objetivo primordial de este tipo de trabajos es su divulgación entre los profesionales a los que este tipo de herramientas puede facilitar la planificación y toma de decisiones en la gestión de combustibles en el territorio, por lo que la publicación en un medio de difusión fácilmente accesible es esencial.

3. Metodología

Área de estudio, comunidades de matorral consideradas, parcelas de inventario y variables estructurales del combustible

El estudio se realizó en Galicia, donde los matorrales cubren una superficie de algo más de 600.000 ha (aproximadamente el 20% de la superficie total y el 30% de la superficie forestal de la región).

Se consideraron inicialmente ocho comunidades arbustivas: jara pringosa,



dominada por *Cistus ladanifer* (Cl); retamar bajo, dominado por *Cytisus multiflorus* (Cm); retamar alto, con *Cytisus striatus* y *C. scoparius* como especies principales (Cs); brezal alto, dominado por *Erica australis*, *Erica arborea* o *E. scoparia* (Ea); brezal bajo, con *Erica umbellata* o *E. mackaiana* (Eu); carquesales, dominados por *Pterospartum tridentatum* (Pt); tojo alto, formado por extensiones puras de *Ulex europaeus* (Ue) o mixtas, en mezcla con ericáceas; y tojo bajo, dominado por *Ulex gallii* o *U. minor* (Ug). Estas comunidades cubren alrededor del 90% de los matorrales gallegos (Izcoet al., 1999) y están compuestas principalmente por especies leñosas esclerófilas perennes de tallos múltiples que suelen formar estructuras cerradas de altura media a moderadamente alta (0,5-3 m). A las ocho comunidades arbustivas se añadió la comunidad dominada por helecho (*Pteridium aquilinum*, Pa), que generalmente incluye una mezcla de especies herbáceas y, en menor medida, leñosas. Una descripción más completa de cada comunidad puede encontrarse en Vega et al. (2022).

Se seleccionaron 722 lugares de muestreo (673 de comunidades arbustivas y 49 de comunidades dominadas por helecho) cubriendo toda el área de distribución de dichas comunidades en Galicia. En cada lugar de muestreo se estableció una parcela circular de radio variable (de 20 a 30 m de longitud, en función de la altura del matorral); se seleccionaron al azar dos diámetros perpendiculares y se establecieron subparcelas de muestreo cuadradas en el centro de cada uno de los cuatro radios de la parcela circular. La superficie de cada subparcela varió entre 4 y 36 m², en función de la altura del matorral (2x2 m para matorrales de menos de 1 m de altura y 3x3 o 6x6 m para matorrales de más de 1 m de altura). En cada subparcela se realizó un muestreo destructivo. El material del estrato arbustivo se separó físicamente por clase de tamaño en combustibles finos (diámetro < 0,6 cm, en adelante G1), combustibles medios (0,6 cm ≤ diámetro < 2,5 cm, en adelante G2) y combustibles gruesos (2,5 cm ≤ diámetro < 7,5 cm, en adelante G3), y también se subdividió el combustible fino por estado vegetativo (vivo o muerto). Finalmente, se obtuvieron los valores de las siguientes características estructurales en cada uno de los inventarios: altura media del matorral (*hmedia*), cobertura del matorral (*CovShr*), carga total de combustible (*WShr*), carga del combustible grueso (*WShr_G23*), carga del combustible fino (*WShr_G1*), carga del combustible fino muerto (*WShr_G1_muerto*) y carga del combustible fino vivo (*WShr_G1_vivo*). La metodología seguida en el muestreo destructivo se describe en detalle en Vega et al. (2022). Los estadísticos descriptivos básicos de las principales características estructurales del estrato arbustivo de cada comunidad se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores medios de las características del estrato de combustible de matorral en pie. Desv. st. = desviación estándar, n = número de parcelas,

hmedia = altura media del matorral, *CovShr* = cobertura del matorral, *WShr* = carga total de combustible, *WShr_G23* = carga del combustible grueso, *WShr_G1* = carga del combustible fino, *WShr_G1_muerto* = carga del combustible fino muerto y *WShr_G1_vivo* = carga del combustible fino vivo. Cl = *Cistus ladanifer*, Cm = *Cytisus multiflorus*, Cs = *Cytisus striatus*, Ea = *Erica australis*, Eu = *Erica umbellata*, Pa = *Pteridium aquilinum*, Pt = *Pterospartum tridentatum*, Ue = *Ulex europaeus* y Ug = *Ulex gallii*

	23	47	44	125	68	49	69	191	106
<i>hmedia</i>	120.04	114.49	241.70	110.40	51.75	105.24	90.54	115.09	74.99
(cm)	38.33	52.91	157.43	76.30	19.09	31.63	52.13	60.08	27.77
<i>CovShr</i>	69.26	85.09	84.59	89.77	92.18	83.49	83.76	84.62	93.38
(%)	14.90	16.29	17.26	17.38	14.46	13.43	17.47	22.74	14.40
<i>WShr</i>	1.11	2.37	5.37	2.47	1.97	1.05	2.49	3.36	2.84
(kg m-2)	0.34	1.06	3.60	1.84	0.88	0.52	1.30	1.45	0.89
<i>WShr_G23</i>	0.29	0.84	3.54	0.99	0.26	0.17	0.63	1.26	0.56
(kg m-2)	0.18	0.78	3.18	1.23	0.26	0.14	0.69	1.06	0.54
<i>WShr_G1</i>	0.82	1.52	1.83	1.48	1.71	0.88	1.86	2.10	2.28
(kg m-2)	0.20	0.34	0.61	0.77	0.71	0.40	0.74	0.68	0.65
<i>WShr_G1_muerto</i>	0.07	0.49	0.48	0.40	0.56	0.43	0.70	0.82	0.77
(kg m-2)	0.04	0.36	0.25	0.28	0.33	0.32	0.29	0.37	0.39
<i>WShr_G1_vivo</i>	0.74	1.04	1.36	1.07	1.15	0.45	1.16	1.28	1.51
(kg m-2)	0.20	0.28	0.46	0.53	0.44	0.24	0.56	0.43	0.41

Variables relacionadas con el comportamiento del fuego de superficie

Dado que el objetivo del estudio era desarrollar modelos de combustible personalizados basados tanto en las características estructurales del matorral como en las variables de comportamiento del fuego asociadas, se estimó la velocidad de propagación del fuego (R), la intensidad lineal (I), el calor por unidad de superficie (H) y la longitud de la llama (L), para cada lugar de muestreo del matorral.

A la hora de determinar las variables de comportamiento del fuego, se hizo una distinción entre los inventarios de comunidades de matorral y los inventarios de comunidades dominadas por helecho debido a las fuertes variaciones estacionales en el estado de la biomasa (viva o muerta) de estas últimas comunidades y a las diferentes limitaciones de los modelos para estimar la velocidad de propagación de los fuegos de superficie en ambos casos.

Para las comunidades de matorral leñoso la velocidad de propagación (R) se estimó utilizando cinco ecuaciones diferentes: tres empíricas, una con base semifísica y una con base física:

1) El modelo empírico propuesto por Anderson et al. (2015), desarrollado a partir de datos de comportamiento del fuego en matorrales de 79 incendios experimentales incluyendo incendios forestales y quemas prescritas de la zona de estudio

donde R es la velocidad de propagación (m/min); wf es el factor de corrección del viento utilizado para estimar la velocidad del viento a media llama a partir de la velocidad del viento a 10 m de altura (U_{10} , km/h), que para estas comunidades, según los autores, toma un valor de 0,67; $hwgh$ es la altura del matorral ponderada por su cobertura (m), y M_d es la humedad de los combustibles finos muertos (%).

2) El modelo empírico propuesto por Vega et al. (1998) desarrollado a partir de los datos de 41 incendios experimentales realizados en las mismas comunidades de matorral consideradas en este estudio:

donde S es la pendiente expresada en porcentaje y los demás parámetros tal y como han sido definidos anteriormente.

3) El modelo empírico propuesto por Fernandes (2001), basado en datos de 29 incendios experimentales en matorral y seis quemas prescritas en Portugal en comunidades de matorral similares a las consideradas en este estudio:

$$R = 7,255 \cdot \exp(0,092 \cdot wf \cdot U_{10}) \cdot h_{wgh}^{0,932} \cdot \exp(-0,067 \cdot M_d)$$

4) El modelo físico de propagación de incendios de Balbi (Balbi et al., 2020; Chatelon et al., 2022) con los valores propuestos por los autores para los parámetros específicos del modelo (véase la Tabla 1 en Chatelon et al., 2022). Dado que la ecuación utilizada para estimar la velocidad de propagación del fuego superficial es recurrente, los valores de R se estimaron mediante procedimientos iterativos.

5) El modelo semifísico propuesto por Rothermel (1972) con las modificaciones propuestas por Frandsen (1973), Albini (1976b) y Andrews et al. (2013). Para la determinación de las variables de comportamiento del fuego se utilizó la función "ros" del paquete "Rothermel" (Vacchiano y Ascoli, 2015) para R (R Core Team, 2020). El modelo de Rothermel requiere varios parámetros adicionales, como la humedad de extinción (Mx , %), el poder calorífico inferior de cada categoría de combustible (h , kJ/kg) y la relación superficie-volumen para cada categoría de combustible (σ , m²/m³). Además, se consideraron como valores constantes la fracción mineral total (0,055) y efectiva (0,010) y la densidad de las partículas secas (513 kg/m³). Mx se fijó en un 40% de acuerdo con los valores propuestos por Scott y Burgan (2005) para clima subhúmedo a húmedo; el poder calorífico inferior (h) se fijó en 18000 kJ/kg para todas las comunidades de matorral y categorías de combustible de acuerdo con Keane (2015), y para los valores de la relación superficie/volumen (σ) se utilizaron los propuestos por Hernando et al. (2004) para las comunidades de matorral de la zona de estudio. Por último, la velocidad del viento a media llama (U), requerida como variable de entrada en este modelo, se

estimó a partir del valor de la velocidad del viento a 10 m (U_{10}) utilizando el factor de ajuste del viento (W_{af}) propuesto por Andrews (2012) para formaciones sin cobertura arbórea o fracción de cubierta inferior al 5%, como las de este estudio.

Para las comunidades dominadas por el helecho, sólo se utilizó el modelo de Rothermel, ya que no existían modelos empíricos para estas formaciones, y el modelo físico de Balbi (Balbi et al., 2020; Chatelon et al., 2022) sólo se aplica a formaciones de matorral leñoso. La mayoría de los valores de los parámetros de entrada utilizados para estas comunidades fueron los mismos que los utilizados para las comunidades de matorrales. Las excepciones fueron la relación superficie/volumen, a la que se asignó el valor propuesto por Hernando et al. (2004) para helechales, y la humedad de extinción (Mx), a la que se asignó un valor del 25%, ya que es el valor medio propuesto por Scott y Burgan (2005) para condiciones potencialmente similares a las de las comunidades dominadas por helechos.

Dado que las características morfológicas y fisiológicas de estas comunidades dominadas por helecho cambian a lo largo de las estaciones, se consideraron cuatro situaciones diferentes: 1) pleno desarrollo vegetativo (similar al del momento del inventario); 2) condiciones otoñales, durante las cuales el helecho está muerto pero en pie con la misma altura que en el momento del muestreo (la carga total se considera combustible muerto); 3) condiciones invernales, durante las cuales el helecho está muerto y moderadamente compactado (la carga total se considera combustible muerto y la altura media de se ajusta a 40 cm según observaciones de campo) y 4) condiciones de pleno desarrollo vegetativo pero asumiendo que sólo arde el combustible muerto, debido a los altos contenidos de humedad de los combustibles finos vivos y considerando una altura media para este combustible de 40 cm según observaciones de campo (Ruiz-González, 2022).

Para simular el comportamiento del fuego se han supuesto unas condiciones ambientales extremas con todos los modelos, aunque dentro del rango de valores de U_{10} y Md para los que tanto el efecto del combustible como el efecto meteorológico son relevantes en el comportamiento del fuego (Cruz et al., 2022). Se consideró una velocidad del viento de 28 km/h a 10 m (U_{10}). Este valor corresponde al percentil 97% de las velocidades locales del viento observadas a las 14 h hora local durante la temporada de incendios (122 días de junio a septiembre) en las estaciones meteorológicas de Santiago (42° 53' 17" N; 8° 24' 38" O), Lugo (43° 6' 41" N; 7° 27' 27" O), Ourense (42° 19' 31" N; 7° 51' 35" O) y Vigo (42° 14' 19" N; 8° 37' 26" O), como las más representativas de la zona de estudio y para las que se dispone de la mayor serie temporal de datos (véase Arellano-Pérez et al., 2020). A la humedad de los combustibles finos muertos y de los combustibles finos vivos se asignó un 7% y un 90%, respectivamente, valores mínimos observados en diferentes comunidades de matorral de la zona de estudio (Vega et al., 2009c; Ruiz-González, 2022). Para las comunidades de helechos se asignaron valores de 12 y 150%, para las mismas fracciones, de acuerdo con los valores de campo para estas comunidades (Ruiz-González, 2022).

Por último, la intensidad lineal (I , kW/m), el calor por unidad de superficie (H , kJ/m²) y la longitud de la llama (L , m) se estimaron utilizando las ecuaciones de

Byram (1959) y considerando únicamente los combustibles finos como los consumidos en el frente de llamas activo.

Análisis estadístico

Para desarrollar los nuevos modelos de combustible se utilizó el método de agrupación no jerárquica K-medoids (Kaufman y Rousseeuw, 1987). Este método encuentra iterativamente la parcela más centrada (medoid) dentro de cada grupo o clúster. El algoritmo de partición propuesto por Kaufman y Rousseeuw (1990) se utilizó para definir los k grupos empleando la distancia absoluta entre observaciones como medida de disimilitud.

Todas las variables estructurales del complejo de combustible y las variables de comportamiento del fuego asociadas se consideraron inicialmente como posibles características de clasificación; sin embargo, el análisis de la matriz de correlaciones indicó, como era de esperar, fuertes correlaciones entre L y R , He I ($r > 0,80$) y entre I y R ($r = 0,87$); por lo que las variables L e I se excluyeron del análisis para evitar problemas de multicolinealidad que pudieran afectar a los resultados. Por otra parte, las variables $WShr_G1_vivoy$ $WShr_G23$ también se excluyeron del análisis debido a las relaciones de aditividad entre las cargas de combustible de las distintas fracciones ($WShr_G1 = WShr_G1_muerto + WShr_G1_vivo$) y $WShr = WShr_G1 + WShr_G23$). Las variables restantes se estandarizaron para tener en cuenta las diferencias de medias y varianzas entre ellas (Elia et al., 2015; Alhaj-Khalaf et al., 2021). El número de grupos (k) se optimizó maximizando los valores de silhouette (Rousseeuw, 1987) y minimizando la suma de cuadrados de las distancias dentro de los grupos (Ketchen y Shook, 1996). Por último, se realizó un análisis discriminante para evaluar la precisión del análisis cluster.

Los análisis se realizaron utilizando el software R (R Core Team, 2020). Se utilizó la función "pam" del paquete "cluster" (Maechler et al., 2019) para clasificar las parcelas, la función "fviz_nbclust" del paquete "factoextra" (Kassambara y Mundt, 2020) para optimizar el número de grupos sw , y la función "fda" del paquete "mda" (Leisch et al., 2022) para ejecutar el análisis discriminante.

4. Resultados y discusión

Modelos de combustible para comunidades de matorral leñoso

Una vez estimados los valores de R empleando los cinco modelos de estimación de la velocidad de propagación previamente descritos se realizó un análisis de correlación obteniéndose valores positivos y significativos ($\alpha = 0,01$) entre todas ellas, especialmente entre los tres modelos empíricos (Anderson et al., 2015; Vega et al., 1998 y Fernandes, 2001), con valores de correlación lineal de Pearson superiores a 0,95.

El análisis para determinar el número óptimo de grupos (k) dio el mismo resultado (rango entre 4 y 7 grupos) independientemente del modelo utilizado para estimar R . Estos resultados, combinados con los conocimientos sobre el terreno de las comunidades de matorral consideradas y el comportamiento del fuego asociado, llevaron a la decisión de desarrollar cuatro modelos de combustible para estas formaciones.

Una vez determinado el número óptimo de grupos se compararon los cuatro

obtenidos para cada uno de los cinco métodos de estimación de la velocidad de propagación del fuego (R) (Tabla 2). El 67,16% de las parcelas se clasificaron de forma similar, independientemente del método de estimación de R utilizado (Tabla 3). Al considerar únicamente los modelos empíricos (Anderson et al., 2015; Vega et al., 1998 y Fernandes, 2001) el porcentaje de acuerdo fue del 87,37%. Aunque estos tres modelos empíricos tienen una estructura similar y variables independientes comunes, la clasificación basada en el modelo propuesto por Anderson et al. (2015) arroja discrepancias de alrededor del 12% en la clasificación en relación con los otros dos modelos empíricos. Esto contrasta con la discrepancia del 1,2% entre los dos modelos "locales" (Vega et al., 1998 y Fernandes, 2001). Por otro lado, el modelo empírico de Anderson et al. (2015) también mostró las mayores discrepancias en relación con los modelos semifísico ($> 25\%$) y físico ($> 22\%$), mientras que las discrepancias entre los otros dos modelos empíricos y los modelos semifísico o físico no superan el 18% o el 15%, respectivamente. La razón podría ser la menor variabilidad en los valores estimados de R obtenidos con el modelo empírico de Anderson et al. (2015) en comparación con el de los enfoques restantes, especialmente con los otros dos modelos empíricos y el modelo semifísico de Rothermel (1972).

Tabla 2. Porcentaje de concordancia entre las clasificaciones basadas en los diferentes modelos para estimar la velocidad de propagación del fuego (R) en comunidades de matorral.

Modelo estimación de R	Vega et al. (1998)	Fernandes (2001)	Balbi et al. (2020)	Rothermel (1972)
Anderson et al. (2015)	87,73%	88,56%	77,56%	74,15%
Vega et al. (1998)	98,81%	86,03%		82,32%
Fernandes (2001)	85,74%		82,02%	
Balbi et al. (2020)		82,06%		

La Tabla 3 muestra el porcentaje de concordancia para los cinco modelos de estimación de R , para los tres modelos empíricos y para los dos modelos locales (Vega et al., 1998; Fernandes, 2001) aplicados a las diferentes comunidades de matorral. La mayor discordancia se produce en la clasificación de parcelas de muestreo de comunidades dominadas por retamas de talla baja (Cm) o de comunidades dominadas por brezales de talla baja (Eu) y, en menor medida, en parcelas de muestreo de comunidades con dominancia de tojos de talla baja (Ug).

Tabla 3. Porcentaje de concordancia para las clasificaciones basadas en los diferentes modelos para estimar la velocidad de propagación del fuego para las diferentes comunidades de matorral leñoso analizadas.

Comunidad de matorral	Porcentaje de concordancia		
Todos los modelos	3 Modelos empíricos	2 Modelos locales	
Ct	91,30%	91,30%	100%
Cm	51,06%	72,34%	97,87%

<i>Cs</i>	79,55%	93,18%	100%
<i>Ea</i>	77,60%	91,20%	99,20%
<i>Eu</i>	48,53%	80,88%	98,53%
<i>Pt</i>	66,67%	92,75%	98,55%
<i>Ue</i>	68,59%	89,53%	98,95%
<i>Ug</i>	61,32%	83,02%	98,11%
Total	67,16%	87,37%	98,81%

Considerando las cinco clasificaciones basadas en los diferentes modelos de estimación de R , los medoides obtenidos en cada grupo fueron, en general, similares. Por tanto, se decidió utilizar como referencia para el desarrollo de los modelos de combustible la clasificación obtenida con el modelo de estimación de la velocidad de propagación propuesto por Vega et al. (1998) por estar basado en datos empíricos de incendios y quemas prescritas del área de estudio y los resultados que se muestran a continuación se corresponden con dicha clasificación.

La tabla 4 muestra los resultados del análisis discriminante de los cuatro grupos obtenidos. La tasa global de error de clasificación fue del 9,09%, y el análisis discriminante indica que los grupos son efectivamente grupos únicos que pueden distinguirse de forma factible en función de las variables estructurales y de las variables de comportamiento del fuego asociadas.

Tabla 4. Resultados del análisis discriminante con el número de parcelas de muestra (arriba) y el porcentaje (abajo) en cada grupo y el porcentaje total de error de clasificación cuando se utiliza el modelo empírico propuesto por Vega et al (1998) para estimar los valores de R .

De grupo		A grupo		
1	2	3	4	Total
1	180	17		197
(91,37%)	(8,63%)	(0%)		(0%)
2	6	184	8	198
(3,03%)	(92,93%)	(4,04)		(0%)
3	11	177	3	191
(0%)	(5,76%)	(92,67%)		(1,57%)
4	16	71		87
(0%)	(0%)	(18,39%)		(81,61%)

Error

9,09%

Las dos primeras variables canónicas del análisis discriminante (CV1 y CV2) explicaron el 99,69% (86,88 y 12,81%, respectivamente) de la capacidad discriminatoria de las variables utilizadas en el análisis de grupos. Las variables más influyentes en la clasificación fueron, por orden de importancia, *R*, *WShr_G1*, *hmedia* y *WShr_G1_muerto*.

El primer modelo de combustible propuesto (Matorral-1), abarca las parcelas de menor altura y con las menores cargas de combustible; incluye 197 parcelas de muestreo (29,3% del total) y corresponde a comunidades jóvenes con dominancia de alguna de las especies consideradas o comunidades no senescentes dominadas principalmente por las especies de menor talla en la zona de estudio, como *Erica umbellata* o *E. mackaiana* (*Ea*) o *Cistus ladanifer* (*Cl*). En cualquier caso, este modelo de combustible debería asignarse a los complejos de combustible en los que el combustible grueso (G23) y el combustible fino muerto (G1 muerto) están poco representados, con predominio de la fracción fina viva.

El segundo modelo de combustible propuesto (Matorral-2) incluye 198 parcelas (29,4% del total de parcelas de muestreo) y corresponde a comunidades de matorral con alturas medias relativamente bajas, aunque superiores a las del primer modelo, pero con cargas mucho mayores que aquel, especialmente de combustibles finos, lo que se traduce en mayores densidades aparentes de combustibles finos. También es digno de mención el aumento de la fracción fina muerta en comparación con el modelo Matorral-1, ya que Matorral-2 se corresponde generalmente con comunidades adultas cuyas hojas están muriendo, pero aún se mantienen en las plantas.

El tercer modelo de combustible (Matorral-3) incluye 191 parcelas de muestreo (28,4% del total). Este modelo tiene mayores alturas y cargas de combustible que los dos anteriores y es, de los cuatro modelos propuestos, el de mayor carga de combustibles finos tanto vivos como muertos, representando estos últimos alrededor del 40% de la carga total de combustibles finos. Alrededor del 67% de las parcelas de muestreo (128) asignadas a Matorral-3 corresponden a comunidades dominadas por tojo (*Ulex europaeus*, *U. gallii* o *U. minor*), aunque este modelo puede asociarse a cualquiera de las comunidades de matorral, excepto aquellas de menor altura en la fase adulta, como las dominadas por *Erica umbellata* o *E. mackaiana* (*Eu*).

Finalmente, el cuarto modelo de combustible (Matorral-4) incluye 87 parcelas de muestreo (12,9%) y corresponde a comunidades adultas dominadas principalmente por especies del género *Cytisus*, (*Cs* y *Cm*); por *Erica australis* o *E. arborea* (*Ea*) o por *Ulex europaeus* (*Ue*), que presentan las mayores alturas y las mayores cargas de combustible total (*WShr*) y grueso (*WShr_G23*). En estas formaciones, las hojas muertas y las ramas finas se desprenden con frecuencia, sobre todo de las partes inferior y media del perfil vertical, contribuyendo a aumentar el espesor y la carga de la capa de hojarasca y mantillo, al tiempo que generan huecos que favorecen la circulación del viento y, por tanto, la propagación

del fuego.

De acuerdo con los criterios aportados por Rodríguez y Silva et al. (2014; 2020), los modelos propuestos representan un gradiente creciente de esfuerzo de extinción (Matorral-1 a Matorral-4) debido a características estructurales que afectan al comportamiento del fuego asociado, a la penetrabilidad para los equipos de extinción y al rendimiento en la ejecución de líneas de defensa. La Figura 1 ilustra este comportamiento y muestra los gráficos de cajas con la distribución de los valores de R estimados utilizando la ecuación de Vega et al. (1998) en cada uno de los cuatro modelos de combustible propuestos.

Figura 1. Gráficos de caja de la velocidad de propagación (R) estimada con la ecuación de Vega et al. (1998) para las condiciones ambientales extremas analizadas para cada modelo de combustible propuesto para comunidades de matorral leñoso. Letras distintas indican diferencias significativas entre los valores medios ($\alpha = 0,05$).

La Tabla 5 muestra el valor medio y la desviación estándar de las principales variables estructurales del matorral en las parcelas de muestreo incluidas en cada grupo, así como los valores que corresponden al medoide de cada uno de ellos y que representan el modelo de combustible propuesto.

Tabla 5. Valores de las principales variables del estrato de combustible de matorral en pie para el medoide de cada modelo de combustible propuesto, así como la media y la desviación estándar de la totalidad de las parcelas de cada grupo. Desv. std. = desviación estándar, n = número de parcelas, $hmedia$ = altura del matorral, $CovShr$ = cobertura del matorral, $WShr$ = carga total de combustible, $WShr_G23$ = carga del combustible grueso, $WShr_G1$ = carga del combustible fino, $WShr_G1_muerto$ = carga del combustible fino muerto y $WShr_G1_vivo$ = carga del combustible fino vivo. Letras distintas indican diferencias significativas entre los valores medios ($\alpha = 0,05$).

n	197	198	192	87		
<i>hmedia</i>	(cm)	Medoide	50,9	79,0	116,0	233,2
Media (grupo)	53,3d	82,2c	117,9b		264,1a	
Desv. std. (grupo)	31,41	28,81	32,45		89,71	
<i>CovShr</i>	(%)	Medoide	96,79	100	100	100
Media (grupo)	73,63b	90,66a	94,37a		93,81a	
Desv. std. (grupo)	23,69	14,32	12,07		10,57	
<i>WShr</i>	(kg m-2)	Medoide	1,113	2,447	3,714	5,705
Media (grupo)	1,109d	2,394c	3,687b		6,127a	
Desv. std. (grupo)	0,391	0,474	0,611		1,986	

<i>WShr_G23</i>	(kg m-2)	Medoide	0,166	0,629	1,156	3,346
Media (grupo)	0,159d	0,529c	1,171b		3,765a	
Desv. std. (grupo)	0,132	0,421	0,630		2,018	
<i>WShr_G1</i>	(kg m-2)	Medoide	0,947	1,818	2,558	2,359
Media (grupo)	0,951d	1,865c	2,516a		2,362b	
Desv. std. (grupo)	0,337	0,353	0,452		0,561	
<i>WShr_G1_muerto</i>	(kg m-2)	Medoide	0,194	0,620	0,994	0,687
Media (grupo)	0,208d	0,611c	0,977a		0,824b	
Desv. std. (grupo)	0,162	0,199	0,299		0,308	
<i>WShr_G1_vivo</i>	(kg m-2)	Medoide	0,753	1,198	1,564	1,672
Media (grupo)	0,742c	1,254b	1,539a		1,538a	
Desv. std. (grupo)	0,279	0,340	0,396		0,426	

El número de modelos de combustible propuestos parece coherente con el rango relativamente amplio de variabilidad de los atributos de combustible de las comunidades arbustivas analizadas. Esta variabilidad se asoció principalmente a la presencia en la zona de estudio de dos regiones biogeográficas (European Environment Agency, 2016), con dominios bioclimáticos contrastados: Atlántico (templado-subhúmedo/húmedo) y Mediterráneo (árido/semiárido), según los criterios de Zepner et al. (2020). Además, la heterogénea fisiografía, la larga historia de perturbaciones y usos del suelo (Manuel y Gil, 2001; Kaal et al., 2011; López-Merino et al., 2012) y la amplia diversidad florística de las comunidades de matorral consideradas (Ramil et al., 2013) contribuyen probablemente a aumentar esta variabilidad. El número de modelos de combustible propuesto está dentro del rango de los modelos de combustible utilizados con frecuencia para matorrales (por ejemplo, Anderson, 1982; Riaño et al, 2002; Dimitrakopoulos, 2002; Fernandes et al., 2009; Aragoneses et al., 2023).

Desde un punto de vista práctico, la asignación de uno de los modelos de combustible propuestos a un complejo de combustible de superficie en el campo debe basarse en variables estructurales que sean fáciles de evaluar sin llevar a cabo inventarios o mediciones complejas. Por lo tanto, considerando las variables estructurales más influyentes en el análisis discriminante y los rangos de estas variables en los diferentes modelos de combustible propuestos, se plantearon como variables clasificatorias la altura media del matorral (*hmedia*) y la carga de combustible fino muerto (*WShr_G1_muerto*). Según los resultados del análisis discriminante, la tasa de error global pasó del 9,09% sobre la base de una clasificación utilizando todas las variables estructurales y las variables de comportamiento del fuego asociadas, al 19,62% sobre la base de una clasificación basada únicamente en *hmedia* y *WShr_G1_muerto*. La Figura 2 muestra los diagramas de caja con la distribución de los valores de estas dos variables clasificatorias en cada uno de los cuatro modelos de combustible propuestos. Como



puede observarse, la combinación de ambas variables permite una clasificación precisa con un grado limitado de solapamiento entre modelos.

Figura 2. Gráficos de cajas de la altura media del matorral y la carga de combustible fino muerto (*WShr_G1_muerto*) para cada modelo de combustible propuesto para las comunidades de matorrales leñosos. Letras distintas indican diferencias significativas entre los valores medios ($\alpha = 0,05$).

En el caso de que se pretenda utilizar información de teledetección para la caracterización espacial de los modelos de combustible propuestos, la carga de combustible fino muerto es difícil de estimar con precisión (e.g. Arellano-Pérez et al., 2018; D'Este et al., 2021; Fernández-Alonso et al., 2022), por lo que se desarrolló un criterio de clasificación dicotómico basado exclusivamente en la altura media del matorral (ver Figura 3). Considerando este criterio de clasificación, el 67,2% de las 672 parcelas de muestreo se asignaron correctamente a uno de los modelos de combustible propuestos; el 19,4% de las parcelas de muestreo se asignaron a un modelo de combustible de mayor dificultad de extinción, y el 13,4% restante se clasificaron incorrectamente en un modelo de combustible de menor dificultad de extinción, siendo esta última situación la más desfavorable al subestimar el riesgo en la toma de decisiones de gestión del combustible.

Figura 3. Criterios de clasificación dicotómica para los modelos de combustible propuestos basada exclusivamente en la altura media del matorral.

La mayoría de los sistemas de clasificación de combustibles de matorral utilizan la altura como primera variable estructural de clasificación, ya sea como valor medio o como rango (Anderson, 1982; Scott y Burgan, 2005; Prometheus, 2000; Fernandes et al., 2009; Cruz et al., 2018; Sá et al., 2023). Los rangos de altura en nuestros modelos son mayores que los observados en otras comunidades más típicamente mediterráneas (e.g., Riaño et al., 2002; Dimitrakopoulos, 2002; Rodríguez y Silva y Molina-Martínez, 2012) lo que parece coherente con un desarrollo arbustivo comparativamente mayor en nuestra región.

Por otro lado, otros autores también han observado una fuerte influencia de la carga de combustible fino muerto (*WShr_G1_muerto*) en la velocidad de propagación y en la caracterización de los modelos de combustible (Ujjwal et al., 2021; Cai et al., 2014), lo que concuerda con la importante capacidad discriminadora de esta variable en el desarrollo de nuestros modelos de combustible.

La cobertura también se utiliza con frecuencia junto con la altura en la clasificación de combustible de matorral, ya sea como un descriptor cualitativo (por ejemplo, Scott y Burgan, 2005) o en rangos cuantitativos (por ejemplo, FCCS, Prichard et al., 2013; Bushfire Fuel Classification of Australia, Kenny et al., 2019). En el presente caso, los matorrales suelen formar rodales cerrados y el efecto

combinado de la altura y la cobertura sobre la velocidad de propagación se tuvo en cuenta al emplear una altura ponderada por la cobertura del matorral.

Modelos de combustible para comunidades dominadas por helechos

Como ya se ha mencionado, se analizaron cuatro situaciones diferentes, ya que las características morfológicas y fisiológicas de las comunidades dominadas por el helecho varían a lo largo del año : 1) condiciones de pleno desarrollo vegetativo (similares a las del momento del inventario); 2) condiciones otoñales durante las cuales el helecho está muerto pero se mantiene en pie a la misma altura que cuando se tomaron las muestras (la carga total se considera combustible muerto); 3) condiciones invernales en las que todo el helecho está muerto y moderadamente compactado (la carga total se considera combustible muerto y la altura media se ajusta a 40 cm basándose en las observaciones de campo) y 4) condiciones de pleno desarrollo vegetativo pero asumiendo que sólo arde el combustible muerto, debido a los altos contenidos de humedad de los combustibles finos vivos, con valores generalmente superiores al 150%, y considerando una altura media para este combustible de 40 cm basándose en las observaciones de campo.

Los conocimientos prácticos sobre las comunidades dominadas por el helecho y el comportamiento asociado al fuego en la zona de estudio predispusieron inicialmente el desarrollo de dos modelos de combustible personalizados. Esta idea inicial fue ratificada por los resultados de la determinación del número óptimo de grupos, que mostró el mismo resultado independientemente del estado morfológico y estructural de las comunidades.

Al comparar los dos grupos obtenidos para cada una de las cuatro condiciones morfológicas y estructurales de desarrollo de estas comunidades se observó que el 87,76% de las parcelas de muestreo se clasificaron de forma similar. Es importante señalar que las discrepancias sólo se produjeron al considerar la segunda condición de desarrollo (otoño, cuando el helecho está seco, y la carga total se considera por tanto combustible muerto, y en pie a la misma altura que cuando se realizó el inventario), mientras que las clasificaciones y los medoides fueron los mismos para las otras tres condiciones. Estas discrepancias se deben probablemente a que la segunda condición da lugar a los valores más elevados (con diferencia) de R debido a la gran carga de combustible muerto con baja humedad y baja compactación mientras está en pie. En cualquier caso, los medoides obtenidos para ambos grupos en esta segunda condición de desarrollo son similares a los obtenidos en las clasificaciones de las otras tres condiciones de desarrollo; además, los resultados del análisis discriminante indicaron posiciones similares en el espacio canónico entre los dos grupos de medoides.

Los resultados que se muestran a continuación se obtuvieron en el análisis de grupos de las parcelas de muestreo en las que se consideró la primera condición morfológica y estructural de las comunidades dominadas por helechos (pleno desarrollo vegetativo). El análisis discriminante indicó que sólo una de las 49 parcelas de muestreo (2,04%) estaba mal clasificada y las variables estructurales con mayor peso en la clasificación fueron $WShr_G1$ y $WShr$, mientras que R fue la variable de comportamiento del fuego con mayor peso en la clasificación de las parcelas por grupos.

El primer modelo de combustible propuesto para comunidades dominadas por

helechos (Helechal-1) es el que tiene las alturas y cargas de combustible más bajas e incluye 27 parcelas de muestreo (55,1%). El segundo modelo de combustible propuesto (Helechal-2) incluye 22 parcelas de muestreo (44,9%) y se corresponde con comunidades con mayores alturas medias y cargas de combustible. La Tabla 6 muestra el valor medio y la desviación estándar de las principales variables estructurales de las parcelas de muestreo en comunidades dominadas por el helecho incluidas en cada grupo, así como los valores que corresponden al medoide de cada grupo, que representa el modelo de combustible personalizado propuesto.

Tabla 6. Valores de las principales variables del estrato de combustible de vegetación en pie para el medoide de cada modelo de combustible propuesto, así como la media y la desviación estándar de la totalidad de las parcelas de cada grupo. Desv. std. = desviación estándar, n = número de parcelas, *hmedia* = altura de la vegetación, *CovShr* = cobertura de la vegetación, *WShr* = carga total de combustible, *WShr_G23* = carga del combustible grueso, *WShr_G1* = carga del combustible fino, *WShr_G1_muerto* = carga del combustible fino muerto y *WShr_G1_vivo* = carga del combustible fino vivo. Letras distintas indican diferencias significativas entre los valores medios ($\alpha = 0,05$).

n	27	22		
<i>hmedia</i>	(cm)	Medoide	89,00	133,00
Media (grupo)	83,56b		131,86a	
Desv. std. (grupo)	20,83		20,25	
<i>CovShr</i>	(%)	Medoide	91,00	71,00
Media (grupo)	79,70b		88,13a	
Desv. std. (grupo)	13,15		12,26	
<i>WShr</i>	(kg m-2)	Medoide	0,695	1,433
Media (grupo)	0,649b		1,548a	
Desv. std. (grupo)	0,236		0,281	
<i>WShr_G23</i>	(kg m-2)	Medoide	0,052	0,339
Media (grupo)	0,062b		0,301a	
Desv. std. (grupo)	0,066		0,066	
<i>WShr_G1</i>	(kg m-2)	Medoide	0,643	1,094
Media (grupo)	0,587b		1,247a	
Desv. std. (cong.)	0,192		0,263	
<i>WShr_G1_muerto</i>	(kg m-2)	Medoide	0,204	0,788

Media (grupo)	0,224b		0,689a	
Desv. std. (grupo)	0,143		0,282	
<i>WShr_G1_vivo</i>	(kg m ⁻²)	Medoide	0,439	0,306
Media (grupo)	0,363b		0,558a	
Desv. std. (grupo)	0,185		0,256	

Como se observa en la Tabla 6, cualquiera de las variables estructurales puede utilizarse como método de clasificación para asignar un modelo a una nueva situación de campo, ya que existen diferencias significativas entre las medias de los dos grupos para cualquiera de ellas. La Figura 4 muestra, por ejemplo, los gráficos de caja con la distribución *dehmedia* y *WShr* para ambos modelos de combustible propuestos para comunidades dominadas por helecho.

Figura 4. Gráficos de cajas de la altura media y la carga total de combustible (WShr) para cada modelo de combustible propuesto para las comunidades dominadas por helechos. Letras distintas indican diferencias significativas entre los valores medios. La línea roja discontinua en el recuadro superior representa el umbral propuesto para asignar uno u otro modelo de combustible.

Finalmente, para facilitar la asignación de uno de los modelos de combustible propuestos a las formaciones dominadas por helecho, tanto a partir de inventario de campo como de teledetección, se realizó una clasificación basada únicamente en la altura del matorral, estableciendo un umbral de 1 m para diferenciar entre los modelos Helechal-1 y Helechal-2 (ver Figura 4). Utilizando este umbral, el 83,67% de las 49 parcelas de muestreo se clasificaron correctamente, el 14,29% se clasificaron erróneamente en un modelo de mayor carga y altura (Helechal-2), lo que implica una sobreestimación de la dificultad de extinción, y sólo el 2,04% restante se clasificaron incorrectamente en un modelo de menor carga y altura (Helechal-1) con subestimación de la dificultad de extinción, siendo esta última situación la más desfavorable desde el punto de vista de la toma de decisiones en la gestión del combustible.

Aunque el helecho es un componente omnipresente de los paisajes subhúmedos y húmedos de todo el mundo (Marrs y Watt, 2006), al igual que en la zona de estudio, faltan modelos de comportamiento del fuego y datos de incendios experimentales o forestales en comunidades de helechos. Las comunidades dominadas por helechos no están claramente diferenciadas en los modelos de combustible de matorral existentes. Por ejemplo, el sistema FBFM asigna toda la vegetación de tipo herbáceo (incluidos los helechos) a los modelos de pasto, a pesar de las diferencias estructurales en términos de densidad aparente y distribución vertical de la biomasa, parámetros que influyen en el comportamiento del fuego. Se ha observado que la densidad aparente de los matorrales de helechos es menor que la de los pastos contiguos (Adie et al., 2011) lo que, junto con un menor contenido de



humedad, contribuye a explicar la mayor tasa de propagación del fuego observada en los helechos cuando ambos combustibles arden juntos en la estación de reposo vegetativo.

5. Conclusiones

Los sistemas geoespaciales de modelización del comportamiento del fuego se han convertido en una herramienta esencial para la gestión del fuego y la cartografía del combustible basada en la teledetección es un requisito indispensable de estos sistemas (Chuvienco et al., 2020; Gale et al., 2021). La información reflejada en la cartografía del combustible afecta sin duda a la aplicabilidad y precisión de los resultados de la simulación del comportamiento del fuego. Dada la importancia de las consecuencias de las posibles decisiones basadas en dichos resultados, es esencial mejorar la calidad de la información. Así, la precisión de las estimaciones de altura y cobertura de matorral es un punto crítico en la cartografía de matorral, ya que cualquier error en dichos parámetros se trasladará a las predicciones de comportamiento del fuego. La principal fortaleza de los modelos presentados en este estudio es que, por un lado, se basan en una extensa red de parcelas muestreadas destructivamente que cubren un amplio rango de comunidades de matorral en diferentes situaciones de desarrollo y, por otro, que están contrastados sobre diferentes modelos de comportamiento frente al fuego. Aunque estos modelos difieren notablemente en su origen y estructura, su respuesta, en términos de clasificación de la velocidad de propagación de los incendios simulados, fue bastante consistente, lo que sugiere un apreciable grado de robustez. La simplicidad de la selección del modelo de combustible también reduce los errores potenciales en el proceso de asignación del modelo de combustible, que no siempre está libre de subjetividad. No obstante, los modelos propuestos deberán contrastarse con datos de otros incendios para su validación, calibración y perfeccionamiento. Dado el alto nivel de cobertura de los matorrales que sirvieron de base para el desarrollo empírico de las estimaciones de R y la continuidad del combustible asumida en los modelos de Rothermel y Balbi, es probable que las aplicaciones de estos modelos a matorrales y comunidades de helechos con baja cobertura requieran ajustes. En este sentido, nuestro estudio detectó lagunas de conocimiento en cuanto al umbral de cobertura que permite la propagación continua del fuego en matorrales. También será necesario realizar comprobaciones en comunidades mixtas de matorral con herbáceas.

En cualquier caso, será necesario actualizar periódicamente los mapas de combustible de matorrales debido a la rápida dinámica de cambio en estas formaciones, tanto en el espacio como en el tiempo, acentuada por el cambio climático global. Estas revisiones serán especialmente necesarias en la interfaz urbano-forestal, donde pueden aparecer nuevas estructuras de combustible que no están bien representadas por los modelos existentes y donde la toma de decisiones erróneas debidas a una cartografía de combustible poco representativa podría tener consecuencias más graves.

Además, creemos que la robustez de la metodología propuesta permite aplicar este enfoque a comunidades formadas por otras especies de matorrales y helechos de diferentes regiones biogeográficas, ampliando así su aplicabilidad.

Por último, queremos destacar que este documento es una síntesis de un artículo



científico publicado previamente (Vega et al., 2024) en el que se puede encontrar una descripción metodológica más detallada, así como una discusión algo más exhaustiva.

6. Agradecimientos

Los autores desean agradecer la inestimable contribución en trabajos de campo, laboratorio y bases de datos, realizada durante el desarrollo de esta investigación por diversas personas del personal del Centro de Investigación Forestal de Lourizán, en particular a Antonio Arellano, Elena Pérez y José R. González, así como a José Gómez, José M. Mendaña, Ángela López, Jesús Pardo, Emilia Puga, Josefa López y Dolores Vázquez. También se agradece la extraordinaria ayuda de Mario López, Belén González y Javier Gallego.

Este trabajo ha contado con el apoyo de los proyectos 1FD97-1122-C06-05; INIA-AGL2001-1242-C04-02; INIA-RTA 2009-00153-C03 (INFOCOPAS); INIA-RTA2014-00011-C06 (GEPRIF); INIA-RTA2017-00042-C05 (VIS4FIRE) y PDC2021-120945-C55 (APPVIS4FIRE) financiados por el Plan Estatal de I+D+i cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) de la Unión Europea; también por los proyectos: ENV4-CT96-0438 (Programa Fuego); ENV04-CT98-0763 (Programa Fuego2); EVG1-CT2001-00041 (FIRESTAR); EVR1-CT-2002-4002 (EUFIRELAB) y FP6-018505 (FIRE PARADOX), financiados por los Programas de Investigación Medioambiental de la DGXII de la Comisión Europea (Unión Europea); y finalmente por el proyecto SAFTOR (SOE2/P2/E457) del Programa SUDOE Interreg IV B con fondos FEDER. El trabajo de Stéfano Arellano Pérez en este artículo ha sido apoyado por la beca PTQ2021-012150 concedida por el MCIN/AEI / 10.13039/

7. Bibliografía

ADIE, H.; RICHERT, S.; KIRKMAN, K.P.; LAWES, M.J.; 2011. The heat is on: frequent high intensity fire in bracken (*Pteridium aquilinum*) drives mortality of the sprouting tree *Protea caffra* in temperate grasslands. *Plant Ecol.* 212 2013-2022.

ALBINI, F.A.; 1976a. Estimating wildfire behaviour and effects. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-30. Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT.

ALBINI, F.A.; 1976b. Computer-based models of wildland fire behavior: a user's manual. Ogden UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.

ALHAJ-KHALAF, M.W.; SHATAEE JOIBARY, S.; JAHDI, R.; BACCIU, V.; 2021. Improved forest fire spread mapping by developing custom fire fuel models in replanted forests in Hyrcanian forests, Iran. *For. Syst.* 30(2) e008.

ANDERSON, H.E.; 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-122. Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT.



ANDERSON, W.R.; CRUZ, M.G.; FERNANDES, P.M.; MCCAW, L.; VEGA, J.A.; BRADSTOCK, R.; FOGARTY, G.; GOULD, J.; MCCARTHY, G.; MARSDEN-SMEDLEY, J.B.; MATTHEWS, S.; MATTINGLEY, G.; PEARCE, H.G.; VAN WILGEN, B.W.; 2015. A generic, empirical-based model for predicting rate of fire spread in shrublands. *Int. J. Wildland Fire* 24(4) 443-460.

ANDREWS, P.L.; 2012. Modeling wind adjustment factor and midflame wind speed for Rothermel's surface fire spread model. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-266. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

ANDREWS, P.L.; QUEEN, L.P.; 2001. Fire modeling and information system technology. *Int. J. Wildland Fire* 10(4) 343-352.

ANDREWS, P.L.; BEVINS, C.D.; SELI, R.C.; 2008. BehavePlus fire modeling system, version 4.0: User's Guide Revised. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-106 Revised. Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT.

ANDREWS, P.L.; CRUZ, M.G.; ROTHERMEL, R.C.; 2013. Examination of the wind speed limit function in the Rothermel surface fire spread model. *Int. J. Wildland Fire* 22(7), 959-969.

ARAGONESES, E.; GARCÍA, M.; SALIS, M.; RIBEIRO, L. M.; CHUVIECO, E.; 2023. Classification and mapping of European fuels using a hierarchical, multipurpose fuel classification system. *Earth Syst. Sci. Data* 15(3) 1287-1315.

ARELLANO-PÉREZ, S.; VEGA, J.A.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; ARELLANO, A.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; VEGA-NIEVA, D.; PÉREZ, E.; 2017. Foto-guía de Combustibles Forestales de Galicia y Comportamiento del Fuego Asociado. Andavira (ed). Santiago de Compostela, Spain.

ARELLANO-PÉREZ, S.; CASTEDO-DORADO, F.; LÓPEZ-SÁNCHEZ, C.; GONZÁLEZ-FERREIRO, E.; YANG, Z.; DÍAZ-VARELA, R.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.; VEGA, J.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.; 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.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; ALONSO-REGO, C.; VEGA, J.A.; RUIZ-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. *For. Ecol. Manage.* 460 117895.

ASCOLI, D.; VACCHIANO, G.; MOTTA, R.; BOVIO, G.; 2015. Building Rothermel fire behaviour fuel models by genetic algorithm optimisation. *Int. J. Wildland Fire* 24(3)



317-328.

ASCOLI, D.; VACCHIANO, G.; SCARPA, C.; ARCA, B.; BARBATI, A.; BATTIPAGLIA, G.; ELIA, M.; ESPOSITO, A.; GARFÌ, V.; LOVREGLIO, R.; MAIROTA, P.; MARCHETTI, M.; MARCHI, E.; MEYTRE, S.; OTTAVIANO, M.; PELLIZZARO, G.; RIZZOLO, R.; SALLUSTIO, L.; SALIS, M.; SIRCA, C.; VALESE, E.; VENTURA, A.; BACCIU, V.; 2020. Harmonized dataset of surface fuels under Alpine, temperate and Mediterranean conditions in Italy. A synthesis supporting fire management. *iForest-Biogeosc. For.* 13(6) 513.

BALBI, J.H.; CHATELON, F.J.; MORVAN, D.; ROSSI, J.L.; MARCELLI, T.; MORANDINI, F.; 2020. A convective–radiative propagation model for wildland fires. *Int. J. Wildland Fire* 29 723–738.

BRIGHT, B.C.; LOUDERMILK, E.L.; POKSWINSKI, S.M.; HUDAK, A.T.; O'BRIEN, J.J.; 2016. Introducing close-range photogrammetry for characterizing forest understory plant diversity and surface fuel structure at fine scales. *Can. J. Remote Sens* 42(5) 460-472.

BURGAN, R.E.; ROTHERMEL, R.C.; 1984. BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system-FUEL subsystem. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-167. Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT.

BURGAN, R.E.; 1987. Concepts and interpreted examples in advanced fuel modeling. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.

BYRAM, G.M.; 1959. Combustion of forest fuels. In: Davis, K.P. (ed) Forest fire: control and use. McGraw-Hill, New York, pp 61–89.

CAI, L.; HE, H.S.; WU, Z.; LEWIS, B. L.; LIANG, Y.; 2014. Development of standard fuel models in boreal forests of northeast China through calibration and validation. *PLoS One* 9(4) e94043.

CHATELON, F.J.; BALBI, J.H.; CRUZ, M.G.; MORVAN, D.; ROSSI, J.L.; AWAD, C.; FRANGIEH, N.; FAYAD, J. MARCELLI, T.; 2022. Extension of the Balbi fire spread model to include the field scale conditions of shrubland fires. *Int. J. Wildland Fire* 31 176–192.

CHÁVEZ, A.A.; RUBIO, E.; FLORES, J.G.; LUNA, M.; FLORES, H.E.; RUÍZ, J.A.; RAMIREZ, G.; CARMONA, J.X.; 2014. Caracterización y clasificación de camas de combustibles prioritarios en México para planificar el manejo del fuego. Fundamentos técnicos y metodológicos. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.



CHUVIECO, E.; AGUADO, I.; SALAS, J.; GARCÍA, M.; YEBRA, M.; OLIVA, P.; 2020. Satellite remote sensing contributions to wildland fire science and management. *Curr. For. Rep.* 6 81-96.

CONSELLERÍA DE MEDIO RURAL, 2022. Plan de Prevención y Defensa Contra los Incendios Forestales de Galicia-PLADIGA. Xunta de Galicia: Santiago de Compostela, Spain.

CRUZ, M.G.; GOULD, J.S.; HOLLIS, J.J.; MCCAW, W.L.; 2018. A hierarchical classification of wildland fire fuels for Australian vegetation types. *Fire*, 1(1), 13.

CRUZ, M.G.; ALEXANDER, M.E.; FERNANDES, P.M.; 2022. Evidence for lack of a fuel effect on forest and shrubland fire rates of spread under elevated fire danger conditions: implications for modelling and management. *Int. J. Wildland Fire* 31 471-479.

D'ESTE, M.; ELIA, M.; GIANNICO, V.; SPANO, G.; LAFORTEZZA, R.; SANESI, G.; 2021. Machine learning techniques for fine dead fuel load estimation using multi-source remote sensing data. *Remote Sens.* 13(9) 1658.

DIMITRAKOPOULOS A.P.; 2002. Mediterranean fuel models and potential fire behaviour in Greece. *Int. J. Wildland Fire* 11(2) 127-130.

ELIA, M.; LAFORTEZZA, R.; LOVREGGIO, R.; SANESI, G.; 2015. Developing Custom Fire Behavior Fuel Models for Mediterranean Wildland-Urban Interfaces in Southern Italy. *Environ. Manage.* 56 754-764.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. 2016. Biogeographical Regions. Disponible online: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-3> (acceso: 12 Mayo 2023).

FERNANDES, P.A.M.; 2001. Fire spread prediction in shrub fuels in Portugal. *For. Ecol. Manage.* 144 67-74.

FERNANDES, P.; GONÇALVES, H.; LOUREIRO, C.; FERNANDES, M.; COSTA, T.; CRUZ, M.; BOTELHO, H. 2009. Modelos de combustível florestal para Portugal. Actas Do 6º Congr. Florest. Nac. Soc. Port. Ciências Florestais; SPCF Lisboa, Portugal.

FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.; LLORENS, R.; SOBRINO, J.A.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; ALVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; 2022. Exploring the Potential of Lidar and Sentinel-2 Data to Model the Post-Fire Structural Characteristics of Gorse Shrublands in NW Spain. *Remote Sens.* 14(23) 6063.



FINNEY, M.A.; 1998. FARSITE: Fire Area Simulator-Model Development and Evaluation. USDA For. Serv. Res. Pap. RMRS-RP-4 (Revised 2004). Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT.

FINNEY, M.A.; 2006. An Overview of FlamMap Fire Modeling Capabilities. In: Andrews, P.L.; Butler, B.W. (Eds.), Fuel Management-How to Measure Success (pp. 213-220). Conference Proceedings. USDA For. Serv.; Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO.

FORESTRY CANADA FIRE DANGER GROUP, 1992 Development and structure of the Canadian Forest Fire behavior prediction system. Forestry Canada Fire Danger Group and Science and Sustainable Development Directorate, Information Report ST-X-3, Ottawa.

FRANDSEN, W.H.; 1973. Using the effective heating number as a weighting factor in Rothermel's fire spread model. Tech. rep, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden Utd.

GALE, M.G.; CARY, G.J.; VAN DIJK, A.I.; YEBRA, M.; 2021. Forest fire fuel through the lens of remote sensing: Review of approaches, challenges and future directions in the remote sensing of biotic determinants of fire behaviour. *Remote Sens. Environ.* 255 112282.

HERNANDO, C.H.; GUIJARRO, M.; MADRIGAL, J.; 2004. Physical, chemical and Thermal characteristics of the wildland fuel particles. Deliverable D-02-02. EUFIRELAB: Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory (EVR1-CT-2002-40028).

IZCO, J.; AMIGO, J.; GARCÍA-SAN LEÓN, D.; 1999. Análisis y clasificación de la vegetación leñosa de Galicia (España). *Lazaroa*, 20, 29-47.

JAKUBOWSKI, M.K.; GUO, Q.; COLLINS, B.; STEPHENS, S.; KELLY, M.; 2013. Predicting surface fuel models and fuel metrics using lidar and CIR imagery in a dense mixed conifer forest. *Photogramm. Eng. Remote Sens* 79(1) 37-49.

KAAL, J.; MARCO, Y.C.; ASOUTI, E.; SEIJO, M.M.; CORTIZAS, A.M.; CASÁIS, M. C.; BOADO, F.C.; 2011. Long-term deforestation in NW Spain: linking the Holocene fire history to vegetation change and human activities. *Quat. Sci. Rev.* 30(1-2) 161-175.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F.; 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>



KAUFMAN, L.; ROUSSEEUW, P.J.; 1987. Clustering by means of medoids. In: Proceedings of the statistical data analysis based on the L1 norm conference, Neuchatel, Switzerland.

KAUFMAN, L.; ROUSSEEUW, P.J.; 1990. Finding groups in data: An introduction to cluster analysis. New York: Wiley.

KEANE, R.E.; 2013. Describing wildland surface fuel loading for fire management: A review of approaches, methods and systems. *Int. J. Wildland Fire* 22 51-62.

KEANE, R.E.; 2015. Wildland Fuel Fundamentals and Application. Springer International Publishing. Switzerland.

KENNY, B.; MATTHEWS, S.; GROOTEMAAT, S.; HOLLIS, J.; SAUVAGE, S.; FOX-HUGHES, P.; 2019. Australian Fire Danger Rating System Research Prototype: National fuel map. In Proceedings for the 6th International Fire Behavior and Fuels Conference April 29 – May 3, 2019, Sydney, Australia. International Association of Wildland Fire, Missoula, Montana, USA.

KETCHEN, D.J.; SHOOK, C.L.; 1996. The application of cluster analysis in strategic management research: an analysis and critique. *SMJ* 17(6) 441–458.

LEISCH, F.; HORNIK, K, RIPLEY, B.D.; 2022. mda: Mixture and Flexible Discriminant Analysis. R package version 0.5-3, <https://CRAN.R-project.org/package=mda>.

LÓPEZ-MERINO, L.; SÁNCHEZ, N.S.; KAAL, J.; LÓPEZ-SÁEZ, J.A.; CORTIZAS, A.M.; 2012. Post-disturbance vegetation dynamics during the Late Pleistocene and the Holocene: An example from NW Iberia. *Global Planet. Change* 92 58-70

MAECHLER, M.; ROUSSEEUW, P.; STRUYF, A.; HUBERT, M.; HORNIK, K.; 2019. cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.1.0.

MANUEL, C.M.; GIL, L.; 2001. La transformación histórica del paisaje forestal en Galicia. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

MAPA, 2019. Los incendios Forestales en España. Decenio 2006-2015. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (eds). Madrid

MARM, 2011. Mapa Forestal de España. Galicia. Escala 1:25.000. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

MARRS, R.H.; WATT, A.S.; 2006. Biological flora of the British Isles: *Pteridium*



aquilinum (L.)Kuhn. *J. Ecol.* 94(6) 1272-1321.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A.; PÉREZ-ALBERTI, A.; 1999. Atlas climático de Galicia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

MILLER, J.D.; DANZER, S.R.; WATTS, J.M.; STONE, S.; YOOL, S.R.; 2003. Cluster analysis of structural stage classes to map wildland fuels in a Madrean ecosystem. *J. Environ. Manag.* 68 239–252.

OTTMAR, R.D.; VIHMANEK, R.E.; WRIGHT, C.S.; 1998. Stereo photo series for quantifying natural fuels. Vol. I: mixed-conifer with mortality, western juniper, sagebrush, and grassland types in the interior Pacific Northwest. PMS 830. National Wildfire Coordinating Group, National Interagency Fire Center, Boise, ID.

OTTMAR, R.D.; VIHMANEK, R.E.; WRIGHT, C.S.; OLSON, D.L.; 2004. Stereo photo series for quantifying natural fuels. Vol. VII. Oregon white oak, California deciduous oak, and mixed-conifer with shrub types in the Western United States. National Wildfire Coordinating Group. National Interagency Fire Center, Boise, ID.

OTTMAR, R.D.; VINHMANEK, R.E.; WRIGHT, C.S.; SEYMOUR, G.B.; 2007. Stereo photo series for quantifying natural fuels. Volume IX: oak/juniper types in southern Arizona and New Mexico. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-714. Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.

PARRESOL, B.R.; SCOTT, J.H.; ANDREU, A.; PRICHARD, S.; KURTH, L.; 2012. Developing custom fire behavior fuel models from ecologically complex fuel structures for upper Atlantic Coastal Plain forests. *For. Ecol. Manage.* 273 50-57.

PERRAKIS, D.D.; EADE, G.; HICKS, D.; 2018. British Columbia wildfire fuel typing and fuel type layer description. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada. 57p.

PHELPS, N.; BEVERLY, J.L.; 2022. Classification of forest fuels in selected fire-prone ecosystems of Alberta, Canada—implications for crown fire behaviour prediction and fuel management. *Ann. For. Sci.* 79(1) 40.

PRICHARD, S.J.; SANDBERG, D.V.; OTTMAR, R.D.; EBERHARDT, E.; ANDREU, A.; EAGLE, P.; SWEDIN, K.; 2013. Fuel characteristic classification system version 3.0: Technical documentation. USDA For. Serv. PNW-GTR-887. Pacific Northwest Research Station.

PROMETHEUS, S.V.; 2000. Management Techniques for Optimization of Suppression and Minimization of Wildfire Effects. System Validation. European



Commission. Contract number ENV4-CT98-0716.

R CORE TEAM, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

RAMIL, P, RODRÍGUEZ, M.A.; LÓPEZ, H.; FERREIRO DA COSTA, J.; MUÑOZ, C.; 2013. Loss of European dry heaths in NW Spain: a case study. *Diversity* 5, 557–580.

RIAÑO, D.; CHUVIECO, E.; SALAS, J.; PALACIOS-ORUETA, A.; BASTARRIKA, A.; 2002. Generation of fuel type maps from Landsat TM images and ancillary data in Mediterranean ecosystems. *Can. J. For. Res.* 32(8) 1301-1315.

RICCARDI, C.L.; OTTMAR, R.D.; SANDBERG, D.V.; ANDREU, A.G.; ELMAN, E.; KOPPER, K. LONG, J.; 2007a. The fuelbed: a key element of the Fuel Characteristic Classification System. *Can. J. For. Res.* 37 2394-2412.

RICCARDI, C.L.; PRICHARD, S.J.; SANDBERG, D.V.; OTTMAR, R.D.; 2007b. Quantifying physical characteristics of wildland fuels in the Fuel Characteristic Classification System. *Can. J. For. Res.* 37 2413-2420.

RODRÍGUEZ Y SILVA, F.; MOLINA-MARTÍNEZ, J.R.; 2012. Modeling Mediterranean Forest fuels by integrating field data and mapping tools. *Eur. J. For. Res.* 131 571-582.

RODRÍGUEZ Y SILVA, F.; MOLINA-MARTÍNEZ, J.R.; GONZÁLEZ-CABÁN, A.; 2014. A methodology for determining operational priorities for prevention and suppression of wildland fires. *Int. J. Wildland Fire* 23 544-554.

RODRIGUEZ Y SILVA, F.R.; O'CONNOR, C.D.; THOMPSON, M.P.; MARTÍNEZ, J.R.M.; CALKIN, D.E.; 2020. Modelling suppression difficulty: current and future applications. *Int. J. Wildland Fire* 29(8) 752-752.

ROTHERMEL, R.C.; 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. In Res. Pap. INT-115. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Intermountain Forest and Range Experiment Station.

ROUSSEEUW, P.J.; 1987. Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *J. Comput. Appl. Math.* 20 53–65.

RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2022. Vulnerabilidad integral de los sistemas forestales frente a incendios: implicaciones en las herramientas de gestión forestal “VIS4FIRE”. Final Deliverable. RTA2017-00042-C05-05.



SÁ, A.C.L.; BENALI, A.; APARICIO, B.A.; BRUNI, C.; MOTA, C.; PEREIRA, J.M.C.; FERNANDES, P.M.; 2023. A method to produce a flexible and customized fuel models dataset. *MethodsX* 10 102218.

SANDBERG, D.V.; RICCARDI, C.L.; SCHAAF, M.D.; 2007. Fire potential rating for wildland fuelbeds using the Fuel Characteristic Classification System. *Can. J. For. Res.* 37 2456-2463.

SCOTT, J.H.; BURGAN, R.E.; 2005. Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-153. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

UJJWAL, K.C.; ARYAL, J.; GARG, S.; HILTON, J.; 2021. Global sensitivity analysis for uncertainty quantification in fire spread models. *Environ. Modell. Software* 143 105110.

VACCHIANO, G.; ASCOLI, D.; 2015. An implementation of the Rothermel fire spread model in the R programming language. *Fire Technol.* 51 523-535.

VEGA, J.A.; CUIÑAS, P.; FONTURBEL, T.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FERNANDEZ, C.; 1998. Predicting fire behaviour in Galician (NW Spain) shrubland fuel complexes. In: Viegas, D.X. (ed.) Proc. of the 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology, Coimbra, 713-728.

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; JIMÉNEZ, E.; RUIZ, A.D.; 2009a. Evidencias de cambio climático en Galicia a través de la tendencia de los índices de peligro de incendios forestales. In: Análisis de Evidencias e Impactos del Cambio Climático en Galicia. Santiago de Compostela. Xunta de Galicia, 173-194.

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; JIMÉNEZ, E.; RUIZ, A.D.; 2009b. Impacto de un escenario de cambio climático sobre el peligro de incendios en Galicia. In: Análisis de Evidencias e Impactos del Cambio Climático en Galicia. Santiago de Compostela. Xunta de Galicia, 583-607.

VEGA, J.A.; FONTÚRBEL, M.T.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; FERNÁNDEZ, C.; JIMÉNEZ, E.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; 2009c. Selvicultura preventiva de incendios forestales en formaciones de matorral del Noroeste de España: Análisis comparativo de la eficacia de los tratamientos y de los efectos edáficos producidos. Final Deliverable. RTA2005-00244-C02-01.

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.*For. Ecol. Manage.* 505 119926.

VEGA, J. A.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; ARELLANO-PÉREZ, S.; FERNÁNDEZ, C.; CUIÑAS, P.; JIMÉNEZ, E.; FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.; FONTÚRBEL, T.; ALONSO-REGO, C.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2024.Developing customized fuel models for shrub and bracken communities in Galicia (NW Spain). *J. Environ. Manage.* 351 119831.

ZEPNER, L.; KARRASCH, P.; WIEMANN, F.; BERNARD, L.; 2020. ClimateCharts.net – an interactive climate analysis web platform.*Int. J. Digit. Earth* 14 338–356.

Anexo

Foto-guía de modelos de combustible para formaciones de matorral desarbolado

Matorral-1

a)									
Especie dominante: e: <i>Cytisus multiflorus</i> ; Altura media: 0,59 m;	<i>CovShr</i>	:	88%;	<i>WShr</i>	: 1,35 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 1,28 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,14 kg m-2
b)									
Especie dominante: e: <i>Erica umbellata</i> ; Altura media: 0,43 m;	<i>CovShr</i>	:	100%;	<i>WShr</i>	: 1,34 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 1,26 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,36 kg m-2
c)									
Especie dominante: e: <i>Erica australis</i> ; Altura media: 0,45 m;	<i>CovShr</i>	:	99%;	<i>WShr</i>	: 1,22 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 1,13 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,21 kg m-2
d)									
Especie dominante: e: <i>Cistus ladanifer</i> ; Altura media: 0,79 m;	<i>CovShr</i>	:	72%;	<i>WShr</i>	: 0,83 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 0,70 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,11 kg m-2

Matorral-2

a)

Especie dominante:	<i>Ulex europaeus</i>	; Altura media: 0,67 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 2,15 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 1,85 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,56 kg m-2
--------------------	-----------------------	-------------------------	---------------	---------	-------------	----------------	----------------	----------------	-----------------------	---------------

b)

Especie dominante:	<i>Erica australis</i>	; Altura media: 0,87 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 2,04 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 1,70 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,35 kg m-2
--------------------	------------------------	-------------------------	---------------	---------	-------------	----------------	----------------	----------------	-----------------------	---------------

c)

Especie dominante:	<i>Cytisus multiflorus</i>	; Altura media: 0,99 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 2,09 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 1,78 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,52 kg m-2
--------------------	----------------------------	-------------------------	---------------	---------	-------------	----------------	----------------	----------------	-----------------------	---------------

d)

Especie dominante:	<i>Pterospartum tridentatum</i>	; Altura media: 0,66 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 2,93 kg m-2;	<i>WShr_G1</i>	: 2,09 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 0,65 kg m-2
--------------------	---------------------------------	-------------------------	---------------	---------	-------------	----------------	----------------	----------------	-----------------------	---------------

Foto-guía de modelos de combustible para formaciones de matorral desarbolado**Matorral-3**

a)

Especie dominante:	<i>Ulex europaeus</i>	; Altura media: 1,50 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 4,43 kg m-2	<i>WShr_G1</i>	: 2,81 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 1,35 kg m-2
--------------------	-----------------------	-------------------------	---------------	---------	-------------	---------------	----------------	----------------	-----------------------	---------------

b)

Especie dominante: e: <i>Ulex gallii</i> ; Altura media: 1,37 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 4,72 kg m-2	<i>WShr_G1</i>	: 3,34 kg m-2;	<i>WShr_G1_muerto</i>	: 1,42 kg m-2
--	---------------	---------	-------------	---------------	----------------	----------------	-----------------------	---------------

c)

Especie dominante:	<i>Erica australis</i>	; Altura media: 1,46 m;	CovShr	: 98%;	WShr	: 3,71 kg m-2;	WShr_G1	: 2,40 kg m-2;	WShr_G1_muerto	: 0,54 kg m-2	d)
--------------------	------------------------	-------------------------	--------	--------	------	----------------	---------	----------------	----------------	---------------	----

Especie dominante:	<i>Pterospartum tridentatum</i>	; Altura media: 1,52 m;	CovShr	: 100%;	WShr	: 4,20 kg m-2	WShr_G1	: 2,85 kg m-2;	WShr_G1_muerto	: 1,12 kg m-2
--------------------	---------------------------------	-------------------------	--------	---------	------	---------------	---------	----------------	----------------	---------------

Foto-guía de modelos de combustible para formaciones de matorral desarbolado

Matorral-4

a)

Especie dominante:	<i>Ulex europaeus</i>	; Altura media: 3,01 m;	CovShr	: 91%;	WShr	: 6,14 kg m-2;	WShr_G1	: 1,96 kg m-2;	WShr_G1_muerto	: 0,77 kg m-2
--------------------	-----------------------	-------------------------	--------	--------	------	----------------	---------	----------------	----------------	---------------

b)

Especie dominante:	<i>Cytisus striatus</i>	; Altura media: 2,99 m;	CovShr	: 100%;	WShr	: 5,83 kg m-2;	WShr_G1	: 2,44 kg m-2;	WShr_G1_muerto	: 0,94 kg m-2
--------------------	-------------------------	-------------------------	--------	---------	------	----------------	---------	----------------	----------------	---------------

c)

Especie dominante:	<i>Ulex europaeus</i>	; Altura media: 3,00 m;	CovShr	: 86%;	WShr	: 7,32 kg m-2;	WShr_G1	: 2,16 kg m-2;	WShr_G1_muerto	: 1,00 kg m-2
--------------------	-----------------------	-------------------------	--------	--------	------	----------------	---------	----------------	----------------	---------------

d)

Erica australis y Ulex europaeus	CovShr	WShr	WShr_G1	WShr_G1_muerto
----------------------------------	--------	------	---------	----------------

Foto-guía de modelos de combustible para formaciones de matorral desarbolado

Helechal-1

a)

Espece dominant e:	<i>Pteridium aquilinum</i>	; Altura media: 0,69 m;	<i>CovShr</i>	: 97%;	<i>WShr</i>	: 0,55 kg m-2	<i>WShr_G1</i>	: 0,54 kg m-2;	<i>WShr_G1_ muerto</i>	: 0,13 kg m-2
--------------------------	--------------------------------	-------------------------------	---------------	--------	-------------	------------------	----------------	-------------------	----------------------------	------------------

b)

Espece dominant e:	<i>Pteridium aquilinum</i>	; Altura media: 0,80 m;	<i>CovShr</i>	: 99%;	<i>WShr</i>	: 0,67 kg m-2	<i>WShr_G1</i>	: 0,63 kg m-2;	<i>WShr_G1_ muerto</i>	: 0,43 kg m-2
--------------------------	--------------------------------	-------------------------------	---------------	--------	-------------	------------------	----------------	-------------------	----------------------------	------------------

Foto-guía de modelos de combustible para formaciones de matorral desarbolado**Helechal-2**

a)

Espece dominant e:	<i>Pteridium aquilinum</i>	; Altura media: 1,17 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 1,32 kg m-2	<i>WShr_G1</i>	: 1,09 kg m-2;	<i>WShr_G1_ muerto</i>	: 0,39 kg m-2
--------------------------	--------------------------------	-------------------------------	---------------	---------	-------------	------------------	----------------	-------------------	----------------------------	------------------

b)

Espece dominant e:	<i>Pteridium aquilinum</i>	; Altura media: 1,10 m;	<i>CovShr</i>	: 100%;	<i>WShr</i>	: 1,52 kg m-2	<i>WShr_G1</i>	: 1,29 kg m-2;	<i>WShr_G1_ muerto</i>	: 0,92 kg m-2
--------------------------	--------------------------------	-------------------------------	---------------	---------	-------------	------------------	----------------	-------------------	----------------------------	------------------