



9CFE-1388

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

Organiza





Ecuaciones de estimación de cargas de combustibles de superficie y de suelo en formaciones arboladas y desarboladas en el Noroeste peninsular

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

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

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

(3) 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.

(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

En este estudio se han desarrollado sistemas de ecuaciones para estimar las cargas de matorral, diferenciando por tamaño y estado (vivo y muerto), así como las cargas de hojarasca y mantillo en formaciones tanto desarboladas como arboladas. La base de datos utilizada cuenta con 722 parcelas de muestreo destructivo para las formaciones desarboladas y 330 parcelas de muestreo destructivo en sotobosque bajo arbolado. En el caso de las formaciones desarboladas se han desarrollado sistemas específicos para las ocho comunidades arbustivas más representadas en el NO de España y para helechales; mientras que para sotobosque bajo arbolado se han desarrollado sistemas de ecuaciones específicos para pinares de pino pinaster, pino radiata y pino silvestre así como para frondosas, sin incluir eucaliptales. Los sistemas de ecuaciones se ajustaron en cada caso simultáneamente para garantizar la compatibilidad y emplean como regresores variables de fácil medición en campo. Los sistemas propuestos suponen un avance apreciable en la evaluación de las cargas de combustible en la región y en áreas con características similares y pueden ser utilizadas en la toma de decisiones en la gestión del combustible y su cartografiado o en la evaluación del almacenamiento de C por la vegetación, entre otros muchos usos.

Todos los modelos de estimación de cargas de comunidades desarboladas y de sotobosque bajo pinar presentados en este trabajo se encuentran implementados en la Calculadora de combustibles forestales de Galicia, aplicativo que cuenta con dos versiones: i) versión web a la que se accede directamente a través del enlace <https://fcfg.es/calculadora/>, o bien indirectamente a través del menú Herramientas de la App FOTO-GUÍA de combustibles de Galicia (<https://fcfg.es>); y ii) versión EXCEL descargable de la página web del grupo de investigación de la UXAFORES de



la USC (<https://www.uxafores.com/>).

Palabras clave

Combustible vivo y muerto, carga de hojarasca y mantillo, ecuaciones compatibles, comunidades de matorral desarbolado, bosques de pinares y frondosas

1. Introducción

Los matorrales cubren grandes áreas a nivel mundial y desempeñan papeles decisivos en procesos ecológicos cruciales para la vida en la Tierra, como la captura de carbono (Fusco et al., 2019), los flujos de energía, carbono y agua (Eldridge y Soliveres, 2015) o el ciclo de nutrientes (Eldridge et al., 2011). Los matorrales en comunidades sin árboles, en parches intercalados con zonas boscosas y como sotobosque de masas forestales, prestan importantes servicios ecosistémicos. Estos incluyen, entre otros, la mejora de las condiciones hidrológicas del suelo (Marquart et al., 2020), la protección del suelo frente a la erosión (Duran Zuazo y Rodríguez Pleguezuelo, 2008) y la prevención de la desertificación (Cardinale et al., 2010). Los matorrales también proporcionan refugio y forraje para la fauna silvestre y el ganado (Paton et al., 2002) y bioenergía para uso humano (González-González et al., 2017). La función clave de los matorrales como ingenieros de ecosistemas, capaces de modificar el funcionamiento de los mismos y la diversidad de especies y promover la transformación de matorrales en bosques, ha sido ampliamente reconocida (Paz-Kagan et al., 2016). Además, los efectos de facilitación y competencia de los arbustos tienen importantes consecuencias para el establecimiento y crecimiento de las especies arbóreas forestales y otras especies vegetales, así como para las trayectorias de regeneración de la vegetación tras una perturbación (Tubbesing et al., 2022).

La evaluación de la biomasa es fundamental para determinar la estructura, la función, la productividad primaria y la provisión de servicios ecosistémicos de las comunidades de matorral tanto arboladas como desarboladas (Archer y Predick, 2014). Desde el punto de vista de la ecología del fuego, la cantidad de biomasa de la vegetación presente es crucial, ya que el fuego solo puede propagarse cuando hay suficiente biomasa para quemar (Bradstock, 2010), además, desde el punto de vista de la gestión de incendios, la carga de combustible se considera la característica estructural más importante en la evaluación del riesgo de incendio, la predicción de su comportamiento, la toma de decisiones sobre la extinción de incendios y la evaluación de los efectos del fuego (Keane, 2013; 2015; Weise y Wright, 2014). De hecho, las cargas de combustible suministran la energía necesaria para la ignición y propagación del fuego, modulando así su intensidad y severidad (Byram, 1959; Fernández-Alonso et al., 2017). Además, esta información, desglosada por estrato de combustible, clase de tamaño (fino, medio y grueso) y estado vegetativo (vivo y muerto), es una variable de entrada imprescindible en la modelización del comportamiento de los incendios forestales (Rothermel, 1972; Morvan y Dupuy, 2004) y en las herramientas operativas derivadas (Finney, 1998; 2006; Andrews, 2014). También las estimaciones de las emisiones de gases de efecto invernadero de los incendios de vegetación dependen de la biomasa consumida, que depende, a su vez, de la carga de combustible previa al incendio (Andreae, 2019).



Por las razones anteriores, es imperativo proporcionar a los ecólogos y gestores forestales modelos que estimen con precisión las cargas de combustible de los matorrales (Botequimet et al., 2015), tanto en comunidades desarboladas como en comunidades de sotobosque bajo arbolado. Esto es especialmente determinante en zonas propensas a incendios como el NO de España, donde se quema anualmente alrededor del 2% del terreno forestal (periodo 1978-2019). Este tipo de vegetación, que forma parte de antiguos paisajes culturales de la región (Fagúndez et al., 2013), se ha visto profundamente afectada por los drásticos cambios de uso del suelo ocurridos especialmente en las últimas décadas (Corbelle-Rico y Crecente-Maseda, 2014). En muchos casos, la falta de uso de los matorrales, asociada al abandono rural, ha conducido a una elevada acumulación de combustible y a incendios forestales más severos en la región (Vega et al., 2021). El aumento previsto del riesgo de incendios en el sur de Europa (Dupuy et al., 2020), incluido el noroeste de España (Vega et al., 2009; Bedia et al., 2014), debido al cambio climático, añade más urgencia a la necesidad de una evaluación adecuada de la carga de combustible en la zona. Esto se ve reforzado por la sensibilidad de la actividad del fuego al cambio climático en ecosistemas de productividad moderada-alta (Briones-Herrera et al., 2019), como en la región de estudio (Del Grosso et al., 2008). Es probable que el cambio global siga afectando al uso del suelo y a la vegetación de matorral de la región, lo que requerirá una nueva planificación del uso del suelo que incluya iniciativas estratégicas de reducción de combustible (Vega et al., 2021). Todo esto sugiere que la demanda de modelos apropiados para estimar la carga de combustible a nivel de rodal aumentará en el futuro.

Junto con la estimación de la biomasa aérea, la estimación de la carga de hojarasca y mantillo también es importante debido a que estos estratos juegan un papel fundamental tanto en los ecosistemas forestales como en los de matorral (Aerts y Chapin, 1999) al mejorar las condiciones físicas del suelo y sus propiedades hidrológicas (Geddes y Dunkerley, 1999), reduciendo la evaporación (Farrik y Price, 2009) y la escorrentía y erosión (Vega et al., 2005). Además, genera condiciones microclimáticas que pueden influir enormemente en los organismos del suelo y en el ciclo de los nutrientes (Scott et al., 2006), afectando también al banco de semillas y a la emergencia y supervivencia de las plántulas (Eckstein y Donath, 2005).

Además, la hojarasca y el mantillo también son importantes desde el punto de vista tanto de la ecología como de la gestión de incendios, ya que su combustión contribuye sustancialmente a las emisiones de C de los incendios (Russel-Smith et al., 2009), mientras que la carga de hojarasca y mantillo consumida es un factor determinante de la gravedad de los daños al suelo por el fuego (Vega et al., 2013). La disminución prevista de la humedad de la hojarasca en la región, debido al cambio climático, y su concomitante aumento potencial de la gravedad de los incendios (Vega et al. 2009, 2021) subraya la necesidad de evaluar la carga de combustible del estrato de hojarasca y mantillo.

En consecuencia, el objetivo fundamental de este estudio es desarrollar ecuaciones alométricas aditivas a partir de variables biométricas, a nivel de rodal, y evaluar su rendimiento para estimar la carga de combustible de los estratos de

matorral y de hojarasca y mantillo diferenciando por rango de tamaño y estado vegetativo -vivo/muerto- para, por un lado, cada una de las comunidades de matorral desarbolado más significativas y, por otro, para comunidades de matorral de sotobosque bajo arbolado de pinar y de frondosas no eucaliptales del NO de España.

2. Metodología

2.1. Comunidades de matorral desarbolado

Este estudio se llevó a cabo en Galicia, donde los matorrales desarbolados cubren una superficie de unas 607.000 ha (aproximadamente el 20% de la superficie total y el 30% de la superficie forestal de la región).

Se consideraron nueve comunidades de matorral, cada una caracterizada por una especie dominante (en términos de cobertura en el caso de comunidades de especies multileñosas). Estas comunidades cubren alrededor del 90% de los matorrales de la región (Izco y García-San León, 1999; MARM, 2011a, 2011b). Se trata, a excepción de las comunidades dominadas por helechos (*Pteridium aquilinum* L.), de comunidades compuestas principalmente por especies leñosas perennes, con múltiples tallos (o muy ramificadas), de hoja perenne (arbustos y subarbustos), que suelen formar estructuras densas (elevado número de plantas por área) y cerradas (alta cobertura), de altura media a moderadamente alta (0,5-3 m). Estos complejos de combustible suelen abarcar dos estratos: el matorral en pie y la hojarasca. Aunque los helechos son plantas no leñosas y muestran fuertes variaciones estacionales en la biomasa, en este estudio se consideraron las comunidades dominadas por *Pteridium aquilinum* debido a que forman extensos parches en los que la dominancia de helechos es a menudo sólo temporal, y ocurre después de algún tipo de perturbación, acumulando una cantidad sustancial de combustible fino en verano y están frecuentemente implicadas en los incendios de la región. Las comunidades arbustivas con características estructurales similares se consideraron conjuntamente y se identificaron mediante un código compuesto por las iniciales del nombre científico de la especie dominante para la que se inventarió el mayor número de parcelas (Tabla 1). Algunas comunidades incluían más de una especie dominante, aunque con algunas características estructurales comunes que permitían combinarlas en un grupo (por ejemplo, retama alta, brezal alto o brezal bajo).

Tabla 1. Comunidades de matorral, número de parcelas inventariadas (n), códigos y especies dominantes y principales especies secundarias.

Comunidad	n	Código	Especie dominante	Principales especies secundarias
23	Cl	Cistus ladanifer		.
47	Cm	Cytisus multiflorus	Pterospartum tridentatum, Pteridium aquilinum, Cistus salvifolius	
44	Cs	Cytisus striatus	Ulex minor, Erica umbellata, Pterospartum tridentatum, Pteridium aquilinum	
Cytisus scoparius			Pteridium aquilinum, Ulex europaeus	

Genista obtusiramea			Pterospartum tridentatum	
125	Ea	Erica australis	Pterospartum tridentatum, Halimium alyssoides	, Erica arborea, Ulex europaeus
Erica arborea	.		Pteridium aquilinum	
Erica scoparia	.		Ulex europaeus, Pterospartum tridentatum, Pteridium aquilinum	
68	Eu	Erica umbellata	.	Pterospartum tridentatum, Ulex gallii, U. minor, U. europaeus, Pteridium aquilinum
Erica mackaiana	Erica cinerea	, Calluna vulgaris		, Ulex gallii, Pteridium aquilinum
49	Pa	Pteridium aquilinum		Ulex gallii, U. minor, Erica cinerea
69	Pt	Pterospartum tridentatum	.	Erica umbellata ., Halimium alyssoides, E. australis, Ulex gallii, U. minor, U. europaeus, Pteridium aquilinum
191	Ue	Ulex europaeus	Ulex gallii, U. minor, Erica umbellata, E. cinerea, Pteridium aquilinum, Pterospartum tridentatum	
106	Ug	Ulex gallii	.	Ulex europaeus, Erica umbellata, Daboecia cantabrica , Pterospartum tridentatum, Cistus psilosepalus , Pteridium aquilinum
Ulex minor	.			

Las zonas de muestreo de las nueve principales comunidades de matorral mencionadas (incluida la comunidad dominada por helechos) se seleccionaron al azar a partir de la información de los polígonos cubiertos por matorrales desarbolados del Mapa Forestal Español 1:25000 (MARM, 2011b). El número de parcelas de inventario en cada comunidad arbustiva fue aproximadamente proporcional a la superficie cubierta por cada una de ellas en Galicia (MARM, 2011b) y se inventariaron un total de 722 parcelas circulares.

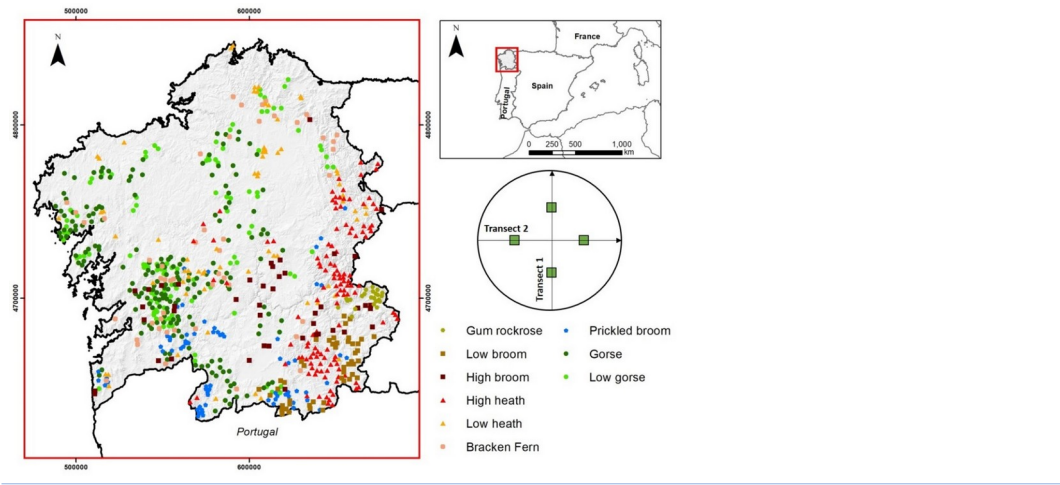


Figura 1. Localización geográfica de las 722 parcelas de inventario en Galicia que comprenden nueve comunidades arbustivas (izquierda). Disposición de la parcela de

inventario mostrando los transectos y la localización de cuatro subparcelas de muestreo destructivo (cuadrículas m, en verde) en cada parcela de inventario (centro derecha).

Desde el centro de cada parcela circular de muestreo, se estableció un acimut aleatorio para un diámetro de 20 a 30 m de longitud, dependiendo de la altura del matorral y se trazó otro diámetro perpendicular al primero. Se situaron cuatro subparcelas cuadradas de muestreo destructivo en el centro de los cuatro radios de parcela correspondientes a los diámetros mencionados (Figura 1, centro derecha). La superficie de cada subparcela oscilaba entre 4 y 36 m², dependiendo de la altura del matorral: para formaciones de menos de 1,0 m de altura se muestrearon destructivamente cuadrantes de 4 m²; para los matorrales de más de 1,0 m de altura, el tamaño del cuadrante variaba entre 3 x 3 m y 6 x 6 m.

Muestreo de biomasa

Cada subparcela se delimitó físicamente con cuatro postes de madera o postes metálicos graduados extensibles (en las formaciones de mayor altura), y se trazó un transecto lineal siguiendo el perímetro y una diagonal de la subparcela. Se despejó cuidadosamente una franja alrededor de la misma para permitir la colocación correcta de los marcadores para las mediciones posteriores. La vegetación que crecía dentro de la subparcela se recortó cuidadosamente a lo largo de los límites laterales, teniendo cuidado de excluir las partes de plantas que crecían dentro, pero colgaban fuera de los límites. A lo largo del transecto se midieron las longitudes horizontales de cobertura del terreno por las especies de matorral en pie (cm) con una cinta graduada para determinar la cobertura lineal (máximo 100%). La altura del matorral se determinó como la distancia vertical (cm) entre la superficie de la hojarasca y la parte superior del dosel vegetal y se midió con una cinta graduada cada 50 cm de longitud del transecto. Todas las porciones de vegetación del estrato arbustivo en pie en la proyección vertical del área de la subparcela de muestreo se cortaron cuidadosamente a ras de suelo y se colocaron en bolsas, que se etiquetaron adecuadamente y se transportaron al laboratorio. A continuación, se colocó un marco de madera (1 x 1 m) al azar dentro de la subparcela y se midió la profundidad de la hojarasca en diez puntos a lo largo del perímetro y la diagonal del marco para, a continuación, recoger la hojarasca. Dicha hojarasca estaba formada básicamente por materia orgánica fina muerta, con ausencia prácticamente total de restos gruesos. Esto es habitual en estas formaciones (Fernandes et al., 2000), en los que la densa ramificación del estrato arbustivo en pie impide a menudo que el material muerto desprendido llegue al suelo, dejándolo en suspensión (Plucinski, 2003). La hojarasca suele ser poco profunda y a menudo no hay mantillo (horizontes Oe+Oa). La distinción entre hojarasca y mantillo, e incluso entre el mantillo y el suelo mineral superficial, suele ser imprecisa en estos ecosistemas (Wallén, 1980), por lo que, dada la subjetividad a la hora de distinguir entre hojarasca y mantillo en la mayoría de los casos y la frecuente contaminación del mantillo con partículas de suelo mineral durante el muestreo, en este estudio se recogieron juntas ambas capas (cuando estaban presentes) y se clasificaron como hojarasca. Este material se embolsó y se transportó al laboratorio.

Las mediciones biométricas del matorral y la hojarasca realizadas en cada una de las cuatro subparcelas y marcos de muestreo, respectivamente, de cada parcela circular se promediaron para obtener un valor por parcela de inventario de la cobertura del matorral (Cov_{Shr}); su altura media (h_{media}) y la profundidad media de la hojarasca (d_{Litt}).

Trabajo de laboratorio

En el laboratorio, el material del estrato de arbustos en pie se separó físicamente por clase de tamaño en combustibles finos (diámetro < 0,6 cm, en lo sucesivo G1), combustibles medios (0,6 cm ≤ diámetro < 2,5 cm, en lo sucesivo G2) y combustibles gruesos (2,5 cm ≤ diámetro < 7,5 cm, en lo sucesivo G3). El material fino se subdividió además por estado (vivo y muerto), determinado mediante inspección visual. Estos tres rangos de tamaño se han utilizado para construir modelos de combustible personalizados para predecir el comportamiento del fuego (Burgan y Rothermel, 1984; Finney, 1998; Scott y Burgan, 2005).

Una vez clasificado, el material se pesó y se secó en cámaras de secado al aire forzado (105 °C durante 24 horas para combustibles finos y 48 horas para combustibles gruesos) para determinar la biomasa seca de cada fracción. Para la hojarasca, las muestras se secaron en horno durante 48 h a 105 °C y una submuestra se quemó en un horno a 550 °C durante 4 h (Federer, 1982) para determinar la pérdida por ignición. Este valor se aplicó a la masa de las muestras de hojarasca secadas en horno para obtener un valor de carga de hojarasca libre de contaminación por suelo mineral y cenizas. Así pues, los valores de carga de hojarasca de este estudio incluyen la masa orgánica del suelo (horizontes Oi+Oe+Oa) por unidad de superficie. La carga de combustible de cada fracción se obtuvo dividiendo la biomasa seca respectiva por el área de muestreo respectiva. Así, se calcularon siete cargas diferentes de las respectivas fracciones de biomasa. Cinco estaban relacionadas con el estrato de matorral en pie: $W_{Shr_G1_muerto}$ = carga de combustible fino muerto, $W_{Shr_G1_vivo}$ = carga de combustible fino vivo, W_{Shr_G1} = carga de combustible fino (fino muertos + finos vivos), W_{Shr_G23} = carga de combustible grueso y W_{Shr} = carga total de matorral = $W_{Shr_G1} + W_{Shr_G23}$ = AGB a nivel de rodal. Las fracciones G2 y G3 se agruparon para evitar la pérdida de datos, ya que la fracción G3 es poco frecuente en muchas de las comunidades. Además, también se calcularon W_{Litt} = carga de hojarasca y $W_{Shr+Litt}$ = carga total de combustible (matorral en pie y hojarasca).

Los estadísticos descriptivos básicos de los estratos de matorral y hojarasca para las principales características estructurales de cada comunidad de matorral desarbolado analizada se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores medios de las características de los estratos de combustible de matorral en pie y hojarasca. Desv. est. = desviación estándar, n = número de parcelas, h_{media} = altura del matorral, Cov_{Shr} = cobertura de matorral, d_{Litt} = profundidad de hojarasca, $W_{Shr+Litt}$ = carga de combustible de matorral y hojarasca, W_{Shr} = carga total de combustible de matorral, W_{Litt} = carga de combustible de hojarasca, W_{Shr_G23} = carga de combustible de matorral gruesos, W_{Shr_G1} = carga de combustible de arbustos finos, $W_{Shr_G1_muerto}$ = carga de combustible de matorral fino muerto, $W_{Shr_G1_vivo}$ = carga de combustible de matorral fino vivo. Véanse las definiciones en el texto.

	23	47	44	125	68	49	69	191		106
h_{media}	media	120,04	114,49	241,70	110,40	51,75	105,24	90,54	115,09	74,99

(cm)	Desv. std. dev.	38,33	52,91	157,43	76,30	19,09	31,63	52,13	60,08	27,77	
<i>Cov</i> <i>Str</i>	media	69,26	85,09	84,59	89,77	92,18	83,49	83,76	84,62	93,38	
(%)	Desv. std. dev.	14,90	16,29	17,26	17,38	14,46	13,43	17,47	22,74	14,40	
<i>d</i> <i>Litt</i>	media	1,13	2,26	2,83	2,06	2,36	2,87	1,49	4,02	3,09	
(cm)	Desv. std. dev.	0,44	1,32	1,66	2,05	1,70	1,16	0,79	2,94	1,80	
<i>W</i> <i>Shr+Litt</i>	media	1,45	3,05	6,19	3,31	2,96	1,81	3,01	4,73	3,98	
(kg m ⁻²)	Desv. std. dev.		0,43	1,46	4,00	2,49	1,48	0,68	1,58	2,28	1,52
<i>W</i> <i>Str</i>	media	1,11	2,37	5,37	2,47	1,97	1,05	2,49	3,36	2,84	
(kg m ⁻²)	Desv. std. dev.		0,34	1,06	3,60	1,84	0,88	0,52	1,30	1,45	0,89
<i>W</i> <i>Litt</i>	media	0,34	0,69	0,81	0,84	0,99	0,75	0,51	1,37	1,14	
(kg m ⁻²)	Desv. std. dev.		0,14	0,46	0,55	0,71	0,68	0,29	0,34	1,04	0,79
<i>W</i> <i>Shr_G23</i>	media	0,29	0,84	3,54	0,99	0,26	0,17	0,63	1,26	0,56	
(kg m ⁻²)	Desv. std. dev.		0,18	0,78	3,18	1,23	0,26	0,14	0,69	1,06	0,54
<i>W</i> <i>Shr_G1</i>	media	0,82	1,52	1,83	1,48	1,71	0,88	1,86	2,10	2,28	
(kg m ⁻²)	Desv. std. dev.		0,20	0,34	0,61	0,77	0,71	0,40	0,74	0,68	0,65
<i>W</i> <i>Shr_G1_muerto</i>	media	0,07	0,49	0,48	0,40	0,56	0,43	0,70	0,82	0,77	
(kg m ⁻²)	Desv. std. dev.		0,04	0,36	0,25	0,28	0,33	0,32	0,29	0,37	0,39
<i>W</i> <i>Shr_G1_vivo</i>	media	0,74	1,04	1,36	1,07	1,15	0,45	1,16	1,28	1,51	
(kg m ⁻²)	Desv. std. dev.		0,20	0,28	0,46	0,53	0,44	0,24	0,56	0,43	0,41

Cl = *Cistus ladanifer*, Cm = *Cytisus multiflorus*, Cs = *Cytisus striatus*, Ea = *Erica australis*, Eu = *Erica umbellata*, Pa = *Pteridium aquilinum*, Pt = *Pterospartum tridentatum*, Ue = *Ulex europaeus* and Ug = *Ulex gallii*

2.2. Comunidades de matorral bajo arbolado (pinares y frondosas no eucaliptales)

El estudio se realizó en Galicia y se centró en rodales puros de las tres especies de pino más abundante y las cuatro especies de frondosas más representativas, al margen de los eucaliptos. Estas especies cubren más de 594.000 ha, lo que representa alrededor del 42% del total forestal arbolado de la región (MARM, 2011a). Las especies dominantes de pino son *Pinus pinaster* Ait. (≈ 217.000 ha), *Pinus radiata* D. Don (≈ 96.000 ha) y *Pinus sylvestris* L. (≈ 33.000 ha), mientras que las frondosas estudiadas son *Quercus robur* L. (≈ 125.000 ha), *Quercus pyrenaica* Willd. (≈ 77.000 ha), *Castanea sativa* Mill. y *Betula alba* L. (≈ 46.000 ha entre estas dos últimas).



La vegetación dominante más común en el sotobosque de estas masas arboladas está compuesta en gran parte por comunidades de especies leñosas perennifolias dominadas por los géneros *Ulex* y *Erica*. Otras especies de los géneros *Calluna*, *Daboecia*, *Cistus*, *Pterospartum*, *Cytisus* y *Halimium* suelen estar presentes en estas comunidades, mientras que otras como la caducifolia *Vaccinium myrtillus* L. muestran una presencia más localizada. Las especies no leñosas, especialmente el helecho (*Pteridium aquilinum* L.) y las zarzas (*Rubus* sp.), son muy frecuentes y dominan amplias zonas del sotobosque, especialmente en los lugares húmedos y más productivos, formando densos rodales, solitarios o, más frecuentemente, mezclados con especies leñosas, herbáceas y gramíneas. En adelante, las comunidades dominadas por estas especies se denominarán genéricamente comunidades de helechos-zarzas.

En el caso de los pinares, los datos proceden de una red de 346 parcelas temporales de muestreo establecidas en masas puras y de edad uniforme de las tres especies de pino más frecuentes en la zona de estudio (*P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*), que comprenden un rango cuantitativo relativamente amplio de los principales atributos de estos bosques en Galicia (Figura 2). No se consideraron los rodales en fases tempranas de desarrollo porque en estos casos existe una competencia simétrica entre árboles y arbustos, de modo que la carga del sotobosque suele ser muy similar a la encontrada en los matorrales desarbolados de la misma formación. Así, la base de datos final consistió en datos de 283 parcelas (180 de *P. pinaster*, 56 de *P. radiata* y 47 de *P. sylvestris*) utilizadas para ajustar los sistemas de ecuaciones para estimar las cargas de combustible de los arbustos del sotobosque y datos de 310 parcelas (190 de *P. pinaster*, 67 de *P. radiata* y 53 de *P. sylvestris*) utilizadas para ajustar los sistemas de ecuaciones para estimar las cargas de combustible de las capas orgánicas del suelo, incluyendo en este último caso parcelas de muestreo en bosques sin la capa de vegetación del sotobosque.

Los datos de los rodales de frondosas provienen de una red de 20 parcelas temporales de muestreo instaladas en masas puras de las cuatro especies de frondosas más frecuentes en el área de estudio, al margen de los eucaliptares, (8 parcelas de *Quercus robur*, 8 parcelas de *Quercus pyrenaica*, 2 parcelas de *Castanea sativa* y 2 parcelas de *Betula alba*).

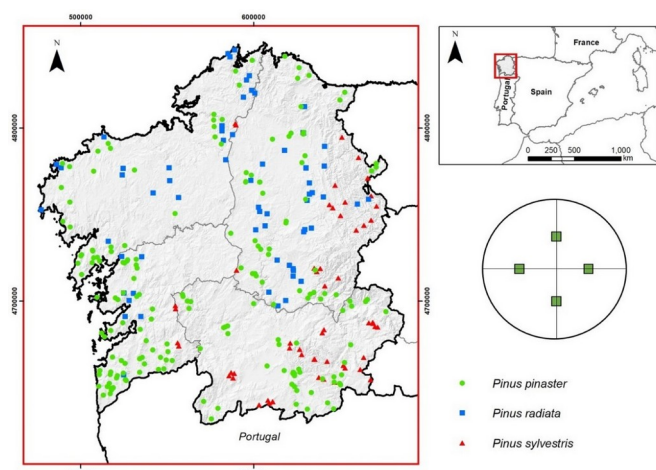


Figura 2. Localización geográfica de las 310 parcelas de inventario en rodales de pino en Galicia (izquierda). Disposición de la parcela de inventario mostrando los transectos y la localización de cuatro subparcelas de muestreo destructivo (cuadrículas m, en verde) en cada parcela de inventario (centro derecha).

En cada rodal seleccionado se estableció una parcela de muestreo circular de 8 a 15 m de radio, dependiendo de la densidad del rodal, para incluir un mínimo de 30 árboles. Para cada árbol, se midió el diámetro a la altura del pecho (d) con forcípula con una precisión de 0,1 cm, en dos direcciones perpendiculares; la altura total del árbol (h), con hipsómetro digital con una precisión de 0,1 m y el diámetro máximo de la copa (D_c) con cinta y una precisión de 0,01 m. A partir de estas mediciones se obtuvieron una serie de variables del rodal: Densidad (N , árboles/ha), área basimétrica (G , m²/ha), diámetro medio (d_{medio} , cm), altura media (h_{media_arb} , m), fracción de cabida cubierta (CC , %), distancia media entreárboles, considerando una cuadrícula cuadrada teórica ($\delta = 100/\sqrt{N}$, m), índice de espaciamiento relativo, definido como la relación entre la distancia media entre árboles y la altura media ($RSI = \delta/h_{media_arb}$) e índice de densidad del rodal ($SDI = N \cdot (25d_{medio})^{-1,605}$, árboles/ha). Adicionalmente, en el caso de los pinares, la densidad aparente del dosel de copas (*Canopy Bulk DensityCBD*, kg/m³) se obtuvo utilizando las ecuaciones propuestas para las tres especies de pino en Galicia por Fernández-Alonso et al. (2013) con G y N como regresores.

Los combustibles del sotobosque se muestrearon destructivamente seleccionando al azar dos diámetros perpendiculares en la parcela de muestreo y colocando cuatro subparcelas cuadradas de muestreo en el centro de cada radio. El lado del cuadrado de muestreo era de 1 m para la vegetación herbácea o leñosa de menos de 0,5 m de altura y de 2 m para alturas superiores a 0,5 m.

El proceso de estimación de las variables estructurales de los estratos de matorral y de hojarasca y mantillo son los mismos que los descritos en el caso de las formaciones de matorral desarbolado con la única salvedad de la diferenciación de tres capas en el estrato de hojarasca y mantillo que, como se comentó anteriormente, no se pudo realizar en el caso de las formaciones de matorral desarbolado. Para ello, tras la extracción del estrato de matorral en pie, se inventariaron las capas de hojarasca fresca (L) hojarasca parcialmente

descompuesta (F) y humus bruto (H), separando de arriba abajo cada una de ellas, comenzando por la capa L, de la que se midió su espesor (mm) en diez puntos dentro del cuadrado de 1 metro de lado, extrayéndose la cantidad situada en el interior del éste que se guardó separadamente de los otros combustibles. Seguidamente, se procedió de igual forma con la hojarasca parcialmente descompuesta (capa F). Después, se situó aleatoriamente un cuadrado de 30x30 cm dentro del cuadrado anterior y se cortó la capa de humus (H) interior con ayuda de una rasqueta hasta el suelo mineral. Este material fue también dispuesto en bolsas etiquetadas para su traslado al laboratorio. Una vez extraído se midió su espesor (mm), en 10 puntos en el perímetro del hueco dejado por la recogida de este material. Las mediciones de espesor de cada capa fueron promediadas para obtener la profundidad media de cada capa (d_L , d_F , d_H) y del total (d_{Litt} , cm). A partir de estas muestras se estimaron las cargas de las tres capas y del total (W_L , W_F , W_H , W_{Litt}) siguiendo la misma metodología descrita para el caso de las formaciones de matorral desarbolado

Los estadísticos descriptivos básicos de los estratos de dosel, matorral y hojarasca para las principales características estructurales para cada tipo de formación arbórea analizada se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Valor medio y desviación estándar (Desv. std.) de las principales variables del dosel y del sotobosque distinguiendo por especie de arbolado y por ausencia de sotobosque ("Au") o comunidad dominante en el sotobosque (Pa = helechos, leñosos = especies leñosas).

<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus radiata</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Frondosas</i>	<i>(sin eucaliptales)</i>										
Variab le	Estadí stico	Au	Pa	leñoso s	Au	Pa	leñoso s	Au	Pa	leñoso s	todas			
<i>d</i> <i>medio</i>	(cm)	Media	22,14	23,06	18,54	24,52	24,21	20,60	23,07	23,05	18,70	18,26		
Desv. std.	5,41	4,99	4,69	8,38	5,14	8,22	4,07	3,63	4,92			10,67		
<i>h</i> <i>media, arb</i>	(m)	Media	16,34	17,47	12,34	16,09	18,34	14,27	14,94	16,16	12,28	13,47		
Desv. std.	3,84	3,75	3,43	2,82	3,96	5,74	3,92	2,31	2,67			5,80		
<i>N</i>	(pies/ ha)	Media	1389,4 2	1011,5 6	1480,5 4	829,88	910,03	866,33	1630,3 3	1080,9 3	998,70	2815,15		
Desv. std.	1088,0 4	609,04	1087,5 2	451,92	315,87	408,61	899,77	368,37	346,89			5021,86		
<i>G</i>	(m ² /ha)	Media	41,72	40,34	36,92	41,21	44,50	38,46	49,61	43,43	38,91	33,25		
Desv. std.	13,39	10,01	10,51	12,83	17,26	17,34	15,94	9,35	15,32			14,06		
<i>CC</i>	(%)	Media	62,11	65,77	64,57	62,14	65,98	50,40	62,97	70,93	58,95	73,90		
Desv. std.	13,26	8,89	10,47	16,64	10,21	16,09	21,00	5,03	11,01			4,78		
<i>Cov</i> <i>Str</i>	(%)	Media	---	71,41	61,59	---	72,76	82,60	---	77,86	75,59	73,94		

Desv. std.	---	20,91	28,94	---	23,32	21,28	---	9,47	19,24			21,95		
h media	(cm)	Media	---	66,60	78,28	---	63,65	73,16	---	62,35	65,10		64,33	
Desv. std.	---	20,74	39,02	---	29,48	37,25	---	15,16	20,42			23,77		
W Shr	(kg/m ²)	Media	---	0,27	0,90	---	0,44	1,65	---	0,39	1,43	0,38		
Desv. std.	---	0,16	0,61	---	0,34	1,01	---	0,15	0,86			0,36		
W Shr_GI	(kg/m ²)	Media	---	0,21	0,61	---	0,35	1,16	---	0,28	0,91	0,22		
Desv. std.	---	0,14	0,41	---	0,33	0,75	---	0,09	0,61			0,15		
W Shr_GI_mue rto	(kg/m ²)	Media	---	0,12	0,38	---	0,23	0,72	---	0,19	0,55	0,07		
Desv. std.	---	0,08	0,27	---	0,29	0,51	---	0,06	0,36			0,10		
d Litt	(cm)	Media	8,61	8,56	7,83	6,57	9,39	8,12	10,27	11,58	9,69		8,24	
Desv. std.	2,15	3,51	2,97	2,07	2,91	3,30	2,14	1,97	3,28			2,36		
d LF	(cm)	Media	4,45	4,60	4,37	3,18	4,47	3,71	4,57	4,01	3,70		5,40	
Desv. std.	2,27	2,51	2,26	1,66	1,49	2,11	0,83	1,16	1,59			1,21		
W LFH	(kg/m ²)	Media	3,27	3,38	3,21	3,01	4,09	3,38	5,44	5,86	4,97	2,10		
Desv. std.	0,97	1,05	0,93	0,86	1,43	1,64	1,31	1,17	2,00			0,90		
W LF	(kg/m ²)	Media	1,19	1,19	1,21	0,98	1,34	1,10	1,18	1,27	1,19	0,57		
Desv. std.	0,50	0,55	0,44	0,30	0,47	0,60	0,23	0,30	0,59			0,21		

Modelos de estimación de carga del estrato de matorral

En un primer paso se ajustaron de modelos alométricos para estimar las cargas de cada una de las fracciones de combustible consideradas por separado. Los modelos alométricos se linealizaron tomando logaritmos y se empleó el método “stepwise” para la elección del mejor conjunto de variables independientes para cada fracción considerando todas las variables disponibles (del estrato del dosel de copas arbóreas, de haberlo, del estrato de matorral y del estrato de hojarasca y mantillo). Las variables expresadas como porcentaje o tanto por uno (CC y Cov_{Shr}) se transformaron empleando la raíz cuadrada del arco seno para estabilizar su varianza y normalizar su distribución (Bliss, 1938), denominándose las variables transformadas de la fracción de cabida cubierta y de cobertura del matorral como CC_{Bliss} y Cov_{Shr_Bliss} , respectivamente.

Las ecuaciones alométricas propuestas deben cumplir la propiedad de aditividad, es decir, la suma de las biomásas estimadas para cada fracción por separado debe ser igual a la biomasa estimada por la ecuación de carga total y lo mismo ocurre con las fracciones de carga fina con respecto al total de carga fina. Para garantizar dicha aditividad, el sistema compuesto por las cinco ecuaciones de estimación se

ajustó simultáneamente. Dicho sistema consta de las siguientes ecuaciones:

Una ecuación alométrica para estimar la carga total de matorral (W_{Shr})

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

Dos ecuaciones para discriminar entre la carga de combustible fino del matorral (W_{Shr_G1}) y la de combustible grueso (W_{Shr_G23}) mediante la desagregación de la ecuación anterior:

$$\begin{aligned}\widehat{W_{Shr_G23}} &= \exp \left[b_{0_g23} + b_{i_g23} \log(X_i) \right] \\ \widehat{W_{Shr_G1}} &= \exp \left[b_{0_g1} + b_{i_g1} \log(X_i) \right] \\ \frac{\widehat{W_{Shr_G23}}}{\widehat{W_{Shr}}} &= \frac{\widehat{W_{Shr_G23}}}{(\widehat{W_{Shr_G23}} + \widehat{W_{Shr_G1}})} = \frac{1}{1 + (\widehat{W_{Shr_G1}}/\widehat{W_{Shr_G23}})}\end{aligned}$$

De este modo, la ecuación de estimación de la carga de combustible grueso se obtiene como:

$$\widehat{W_{Shr_G23}} = \frac{\widehat{W_{Shr}}}{1 + \exp[b_0 + b_i \log(X_i)]}$$

con $b_i = b_{ig1} - b_{ig23}$.

Por tanto, la ecuación de estimación de la carga de combustible fino sería:

$$\widehat{W_{Shr_G1}} = \widehat{W_{Shr}} - \widehat{W_{Shr_G23}} = \frac{\widehat{W_{Shr}} \cdot \exp[b_0 + b_i \log(X_i)]}{1 + \exp[b_0 + b_i \log(X_i)]}$$

Finalmente, dos ecuaciones para discriminar entre la carga del combustible fino muerto ($W_{Shr_G1_muerto}$) y la del combustible fino vivo ($W_{Shr_G1_vivo}$) mediante la desagregación de la ecuación (3):

$$\begin{aligned}\widehat{W_{Shr_G1_muerto}} &= \exp \left[c_{0_g1_muerto} + c_{i_g1_muerto} \log(X_i) \right] \\ \widehat{W_{Shr_G1_vivo}} &= \exp \left[c_{0_g1_vivo} + c_{i_g1_vivo} \log(X_i) \right] \\ \frac{\widehat{W_{Shr_G1_muerto}}}{\widehat{W_{Shr_G1}}} &= \frac{\widehat{W_{Shr_G1_muerto}}}{(\widehat{W_{Shr_G1_muerto}} + \widehat{W_{Shr_G1_vivo}})} = \frac{1}{1 + (\widehat{W_{Shr_G1_vivo}}/\widehat{W_{Shr_G1_muerto}})}\end{aligned}$$

De este modo, la ecuación de estimación de la carga de combustible muerto sería:

$$\widehat{W_{Shr_G1_muerto}} = \frac{\widehat{W_{Shr_G1}}}{1 + \exp[c_0 + c_i \cdot \log(X_i)]}$$

con $c_i = c_{ig1_vivo} - c_{ig1_muerto}$; y la ecuación de estimación de la carga de combustible fino vivo sería:

$$\widehat{W_{Shr_G1_vivo}} = \widehat{W_{Shr_G1}} - \widehat{W_{Shr_G1_muerto}} = \frac{\widehat{W_{Shr_G1}} \cdot \exp[c_0 + c_i \cdot \log(X_i)]}{1 + \exp[c_0 + c_i \cdot \log(X_i)]}$$

Modelos de estimación de carga del estrato de hojarasca y mantillo

El ajuste de este nuevo sistema se hace de forma independiente al sistema de ecuaciones de matorral al no existir una relación de aditividad vinculante entre las cargas del matorral y la de las capas de hojarasca y mantillo. El procedimiento seguido ha sido similar y el sistema está formado por una primera ecuación que estima la carga de las capas L, F y H ($\widehat{W_{Litt}}$):

$$\widehat{W_{Litt}} = d_0 \cdot X_i^{d_i}$$

Y otras dos ecuaciones que desagregan la anterior para obtener las cargas de las capas L y F ($\widehat{W_{LF}}$) conjuntamente y la capa H ($\widehat{W_H}$) por separado:

$$\begin{aligned}\widehat{W_{LF}} &= \exp[f_{0_{LF}} + f_{i_{LF}} \log(X_i)] \\ \widehat{W_H} &= \exp[f_{0_H} + f_{i_H} \log(X_i)] \\ \frac{\widehat{W_{LF}}}{\widehat{W_{Litt}}} &= \frac{\widehat{W_{LF}}}{(\widehat{W_{LF}} + \widehat{W_H})} = \frac{1}{1 + (\widehat{W_H}/\widehat{W_{LF}})}\end{aligned}$$

De este modo, la ecuación de estimación de la carga de combustible de las capas L y F se obtiene como:

$$\widehat{W_{LF}} = \frac{\widehat{W_{Litt}}}{1 + \exp[f_0 + f_i \log(X_i)]}$$

con $f_i = f_{i_H} - f_{i_{LF}}$. y, por tanto, la ecuación de estimación de la carga de combustible de la capa H sería:

$$\widehat{W_H} = \widehat{W_{Litt}} - \widehat{W_{LF}} = \frac{\widehat{W_{Litt}} \cdot \exp[f_0 + f_i \log(X_i)]}{1 + \exp[f_0 + f_i \log(X_i)]}$$

Debido a que el tamaño de la muestra de rodales de frondosas no es suficientemente grande para ajustar modelos específicos para cada especie arbórea se procedió a ajustar un sistema de ecuaciones de estimación único para el conjunto total de datos.

Ajuste de los sistemas de ecuaciones

Las ecuaciones de los sistemas se ajustaron simultáneamente empleando el procedimiento MODEL del programa SAS/ETS^â (SAS Institute Inc., 2004). Para evaluar la exactitud de las estimaciones de los modelos ajustados se han empleado dos estadísticos de bondad del ajuste: la eficacia del modelo (ME) y la raíz del error medio cuadrático ($RMSE$).

$$ME = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n - 1}}$$

Siendo el término entre paréntesis del numerador de ambas expresiones la diferencia entre el valor observado y el valor predicho; el término entre paréntesis del denominador de ME la diferencia entre el valor observado y el valor medio de las observaciones y n el número de observaciones.

3. Resultados

3.1. Ecuaciones de carga de combustible para las comunidades de matorral desarbolado

El sistema de siete ecuaciones finalmente ajustadas de forma simultánea para las comunidades de matorral desarbolado son las siguientes:

$$\begin{aligned}\widehat{W}_{Litt} &= a_0 \cdot h_{media}^{a_1} \cdot Cov_{Bliss}^{a_2} \cdot d_{Litt}^{a_3} \\ \widehat{W}_{Shr} &= b_0 \cdot h_{media}^{b_1} \cdot Cov_{Bliss}^{b_2} \\ \widehat{W}_{Shr_G23} &= \frac{\widehat{W}_{Shr}}{1 + \exp[c_0 + c_1 \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr_G1} &= \frac{\widehat{W}_{Shr} \cdot \exp[c_0 + c_1 \log(h_{media})]}{1 + \exp[c_0 + c_1 \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr_G1_muerto} &= \frac{\widehat{W}_{Shr_G1}}{1 + \exp[d_0 + d_1 \cdot \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr_G1_vivo} &= \frac{\widehat{W}_{Shr_G1} \cdot \exp[d_0 + d_1 \log(h_{media})]}{1 + \exp[d_0 + d_1 \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr+Litt} &= a_0 \cdot h_{media}^{a_1} \cdot Cov_{Bliss}^{a_2} \cdot d_{Litt}^{a_3} + b_0 \cdot h_{media}^{b_1} \cdot Cov_{Bliss}^{b_2}\end{aligned}$$

Los valores de las estimaciones de los parámetros y los errores estándar asintóticos del sistema de siete ecuaciones se muestran en la Tabla 4. Debido a la especial biología de *Pteridium aquilinum* y a su amplia variabilidad estructural y fisiológica a lo largo del año, la carga de combustible fino no se desagregó en esta comunidad de arbustos (*Pa*). Las ecuaciones alométricas para el helecho deben aplicarse únicamente a las plantas erguidas. Además, para jarales (*Cl*) y retamares bajos (*Cm*) no fue posible desagregar las estimaciones de estas dos mismas fracciones ($\widehat{W}_{Shr_G1_muerto}$ y $\widehat{W}_{Shr_G1_vivo}$) debido a problemas asociados a la convergencia del sistema completo.

Tabla 4. Estimaciones de parámetros y errores estándar aproximados obtenidos ajustando simultáneamente el sistema de siete ecuaciones para cada comunidad de matorral.



MT 6: FUEGO Y OTROS RIESGOS ABIÓTICOS



<i>a</i>	₀	Estimación	0,2988	0,0799	0,2180	0,5413	0,3866	0,3685	0,0675	0,4165	0,4012
Error std.	0,0112	0,0169	0,0373	0,0125	0,0495	0,0119	0,0116	0,0166		0,0160	
<i>a</i>	₁	Estimación	---	0,2955	---	---	---	---	0,3421	---	---
Error std.	---	0,0530	---	---	---	---	0,0385	---		---	
<i>a</i>	₂	Estimación	---	---	---	---	0,8291	---	---	---	---
Error std.	---	---	---	---	0,2584	---	---	---		---	
<i>a</i>	₃	Estimación	0,9966	0,9031	1,2047	0,7310	0,8060	0,7172	1,0652	0,8912	0,9521
Error std.	0,0897	0,0522	0,1188	0,0153	0,0515	0,0285	0,0425	0,0190		0,0263	
<i>b</i>	₀	Estimación	0,0176	0,0818	0,0372	0,0294	0,0343	0,0010	0,0834	0,1111	0,1639
Error std.	0,0074	0,0223	0,0125	0,0031	0,0130	0,0005	0,0103	0,0132		0,0338	
<i>b</i>	₁	Estimación	0,8670	0,7009	0,9019	0,9054	1,0245	1,4630	0,7230	0,7087	0,6292
Error std.	0,0853	0,0571	0,0580	0,0235	0,0914	0,0964	0,0289	0,0240		0,0486	
<i>b</i>	₂	Estimación	0,3568	0,3352	---	0,5545	---	0,3705	0,7533	0,2868	0,4081
Error std.	0,1356	0,1075	---	0,0798	---	0,1162	0,0820	0,0484		0,1077	
<i>c</i>	₀	Estimación	6,7665	6,9849	7,7831	8,7639	7,8354	5,0526	8,6549	6,1173	11,4396
Error std.	1,5595	0,9589	0,9210	0,5986	1,4702	1,3247	0,7898	0,3740		1,1045	
<i>c</i>	₁	Estimación	-1,1772	-1,3238	-1,4833	-1,6587	-1,4537	-0,7193	-1,5952	-1,1590	-2,2453
Error std.	0,3104	0,1882	0,1548	0,1127	0,3437	0,2704	0,1566	0,0738		0,2362	



d	0	Estimación	---	---	3,1796	2,4096	3,6971	---	0,8831	1,6570	2,2733
Error std.	---	---	0,5518	0,3062	0,6179	---	0,0453	0,3165		0,5907	
d	1	Estimación	---	---	-0,4028	-0,3032	-0,7410	---	-0,0708	-0,2582	-0,3746
Error std.	---	---	0,0993	0,0610	0,1488	---	0,0097	0,0657		0,1348	

Cl = *Cistus ladanifer*, *Cm* = *Cytisus multiflorus*, *Cs* = *Cytisus striatus*, *Ea* = *Erica australis*, *Eu* = *Erica umbellata*, *Pa* = *Pteridium aquilinum*, *Pt* = *Pterospartum tridentatum*, *Ue* = *Ulex europaeus* *Ug* = *Ulex gallii*

Los valores y signos de todos los parámetros fueron biológicamente consistentes, y la inspección gráfica de los residuos estudiados mostró patrones aleatorios de residuos alrededor de cero con varianza homogénea y sin tendencias discernibles. Los estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones se muestran en la Tabla 5.

Según los valores parciales de ME, la altura media del matorral (h_{media}) fue la variable independiente más importante para todas las fracciones de combustible del estrato de matorral de las nueve comunidades estudiadas y fue la única variable significativa para las ecuaciones de carga de combustible fino muerto y combustible fino vivo de todas las comunidades en las que se desagregaron estas fracciones. La profundidad de la hojarasca (d_{Litt}) fue la variable independiente más importante para estimar la carga de combustible de la capa de hojarasca (W_{Litt}), en términos de valores parciales de ME y, excepto para *Cm* y *Pt*, para las que la altura media del matorral también se incluyó en la ecuación, y *Eu*, para la que Cov_{Bliss} también fue significativa, d_{Litt} fue la única variable significativa ($p < 0,05$) para estimar esta fracción.

En general, los mejores resultados se obtuvieron para las comunidades *Ea* y *Pt* y los peores para las comunidades *Ug* y *Cs*. Los mejores estadísticos de bondad de ajuste se obtuvieron para las ecuaciones ajustadas para estimar $W_{Shr+Litt}$ y W_{Litt} , con valores de ME que oscilaron entre 0,7676 y 0,9154 para la primera carga de combustible y entre 0,7085 y 0,9327 para la segunda. Los peores resultados, en términos de estadísticos de bondad de ajuste, se obtuvieron para las ecuaciones utilizadas para desagregar la fracción fina, especialmente para $W_{Shr_G1_vivo}$, con valores de ME que oscilaron entre 0,2681 para *Ug* y 0,6485 para *Ea*.

Tabla 5. Estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones de carga de combustible para cada fracción de combustible y comunidad de matorral. $W_{Shr+Litt}$ = carga de matorral y hojarasca, W_{Shr} = AGB = carga total de matorral, W_{Litt} = carga de hojarasca, W_{Shr_G23} = carga de combustibles gruesos de matorral, W_{Shr_G1} = carga de combustibles finos de matorral, $W_{Shr_G1_muerto}$ = carga de combustible fino muerto de matorral y $W_{Shr_G1_vivo}$ = carga de combustible fino vivo de matorral.

MT 6: FUEGO Y OTROS RIESGOS ABIÓTICOS



W	Shr+Litt	RMSE (kg m ⁻²)			0,1449	0,5102	1,9637	0,7381	0,5560	0,2109	0,5227	0,7331	0,6872
ME	0,8927	0,8833	0,7676	0,9154	0,8639	0,9049	0,8928	0,8991			0,8083		
W	Shr	RMSE (kg m ⁻²)			0,1412	0,4788	1,8950	0,6691	0,4961	0,1803	0,4992	0,5909	0,5019
ME	0,8334	0,8041	0,7326	0,8712	0,6872	0,8807	0,8561	0,8353			0,6880		
W	Litt	RMSE (kg m ⁻²)			0,0437	0,1044	0,2142	0,2054	0,2417	0,1338	0,1254	0,4049	0,3829
ME	0,9047	0,9327	0,8029	0,9165	0,8622	0,7085	0,8714	0,8488			0,7717		
W	Shr_G23	RMSE (kg m ⁻²)			0,1068	0,3968	1,7408	0,4552	0,1735	0,0792	0,2625	0,4616	0,3240
ME	0,6628	0,7584	0,7081	0,8642	0,5476	0,6865	0,8588	0,8117			0,6421		
W	Shr_G1	RMSE (kg m ⁻²)			0,0988	0,1920	0,4056	0,3901	0,4479	0,1503	0,4104	0,4798	0,4873
ME	0,7656	0,7020	0,5758	0,7503	0,6055	0,8611	0,6972	0,5153			0,4534		
W	Shr_G1_muerto	RMSE (kg m ⁻²)			---	---	0,1237	0,1504	0,1957	---	0,2120	0,2914	0,3256
ME	---	---	0,7797	0,7168	0,6594	---	0,4903	0,3997			0,3222		
W	Shr_G1_vivo	RMSE (kg m ⁻²)			---	---	0,3943	0,3200	0,3391	---	0,3728	0,3443	0,3566
ME	---	---	0,2762	0,6485	0,4170	---	0,5645	0,3676			0,2681		

Cl = *Cistus ladanifer*, *Cm* = *Cytisus multiflorus*, *Cs* = *Cytisus striatus*, *Ea* = *Erica australis*, *Eu* = *Erica umbellata*, *Pa* = *Pteridium aquilinum*, *Pt* = *Pterospartum tridentatum*, *Ue* = *Ulex europaeus* *Ug* = *Ulex gallii*

Además de los sistemas ajustados para las 9 comunidades de arbustos, se ajustaron otros sistemas con la misma estructura para el conjunto de los datos de todas las comunidades de matorral, excluida la comunidad dominada por los helechos, y para tres grupos diferentes de comunidades de matorral con características estructurales o asociaciones frecuentes similares: i) retamares (*Cm* + *Cs* = *Cytisus multiflorus* y *Cytisus striatus*), ii) tojares (*Ue*+*Ug* = *Ulex europaeus* y *U. gallii*) y iii) ericáceas bajas y carquesales (*Eu*+*Pt* = *Erica umbellata* y *Pterospartum tridentatum*).

Los dos primeros grupos se incluyen en la clasificación de comunidades arbustivas utilizada en el Mapa Forestal Español SFM25 (MARM, 2011b) dentro de las formaciones arbustivas 230 y 240, respectivamente, en base a sus similares características fisonómicas. El grupo de ericáceas bajas y carquesales incluye especies dominantes de distintos géneros que suelen formar parte de la asociación fitosociológica *Pterosparto lasianthi-Ericetum cinereae* (Rivas-Martínez et al., 2002), dentro de la subalianza *Ericenion umbellatae* (Rivas-Martínez, 1979). La comunidad *Ea* no se incluyó en este tercer grupo debido a sus características estructurales de combustible muy diferentes (altura, densidad aparente y carga de combustible).

Los valores de las estimaciones de los parámetros y los errores estándar asintóticos del sistema de siete ecuaciones se muestran en la Tabla 6, mientras que los estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones se muestran en la Tabla 7.

*Tabla 6. Estimaciones de parámetros y errores estándar aproximados obtenidos ajustando simultáneamente el sistema de siete ecuaciones para cada grupo de comunidades: retamares (*Cm*+*Cs* = *Cytisus multiflorus* y *Cytisus striatus*), ericáceas bajas y carquesales (*Eu*+*Pt* = *Erica umbellata* y *Pterospartum tridentatum*), tojares (*Ue*+*Ug* = *Ulex europaeus* y *U. gallii*) y para todos los datos excepto las comunidades dominadas por helecho (*Todos-Pa*).*

α	0	Estimación	0,2299	0,4099	0,3921	0,4140
Error std.	0,0073	0,0123	0,0125		0,0092	
α	1	Estimación	---	---	---	---
Error std.	---	---	---		---	
α	2	Estimación	---	---	---	---
Error std.	---	---	---		---	
α	3	Estimación	1,2295	0,9335	0,9445	0,8752

Error std.	0,0257	0,0215	0,0186		0,0172	
<i>b</i>	₀	Estimación	0,0379	0,0913	0,1276	0,0582
Error std.	0,0048	0,0133	0,0072		0,0021	
<i>b</i>	₁	Estimación	0,8966	0,7155	0,6688	0,7962
Error std.	0,0236	0,0314	0,0118		0,0080	
<i>b</i>	₂	Estimación	---	0,6275	0,4775	0,5536
Error std.	---	0,1049	0,0301		0,0256	
<i>c</i>	₀	Estimación	6,7573	7,9918	7,3568	8,2607
Error std.	0,2976	0,4989	0,3194		0,1998	
<i>c</i>	₁	Estimación	-1,3047	-1,4643	-1,3979	-1,5653
Error std.	0,0529	0,1015	0,0642		0,0380	
<i>d</i>	₀	Estimación	---	1,3662	2,2010	1,5991
Error std.	---	0,3006	0,2733		0,1806	
<i>d</i>	₁	Estimación	---	-0,1755	-0,3662	-0,1990
Error std.	---	0,0674	0,0585		0,0376	

Tabla 7. Estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones de carga de combustible para cada fracción de combustible y grupo de comunidades de matorral. $W_{Shr+Litt}$ = carga de matorral y hojarasca, W_{Shr} = AGB = carga total de matorral, W_{Litt} = carga de hojarasca, W_{Shr_G23} = carga de combustibles gruesos de matorral, W_{Shr_G1} = carga de combustibles finos de matorral, $W_{Shr_G1_muerto}$ = carga de combustible fino muerto de matorral y $W_{Shr_G1_vivo}$ = carga de combustible fino vivo de matorral.

<i>W</i>	_{Shr+Litt}	RMSE (kg m ⁻²)		1,4225	0,5729	0,7308	0,9877
ME	0,8230	0,8676	0,8760		0,8344		
<i>W</i>	_{Shr}	RMSE (kg m ⁻²)		1,3844	0,5092	0,5824	0,8924
ME	0,7928	0,8034	0,8021		0,7629		
<i>W</i>	_{Litt}	RMSE (kg m ⁻²)		0,1825	0,2355	0,3994	0,3283
ME	0,8384	0,8412	0,8289		0,8445		
<i>W</i>	_{Shr_G23}	RMSE (kg m ⁻²)		1,2231	0,2268	0,4356	0,6085

ME	0,7932	0,8355	0,7995		0,8136		
W	Shr_G1	RMSE (kg m ⁻²)		)	0,3310	0,4367	0,5073 0,5604
ME	0,5944	0,6432	0,4359		0,4605		
W	Shr_G1_dead	RMSE (kg m ⁻²)		)	---	0,2137	0,3053 0,3182
ME	---	0,5517	0,3574		0,3159		
W	Shr_G1_live	RMSE (kg m ⁻²)		)	---	0,3628	0,3705 0,3948
ME	---	0,4851	0,2866		0,3511		

Retamares (Cm+Cs = Cytisus multiflorus y Cytisus striatus), ericáceas bajas y carquesales (Eu+Pt = Erica umbellata y Pterospartum tridentatum), tojares (Ue+Ug = Ulex europaeus y U. gallii) y para todos los datos excepto las comunidades dominadas por helecho (Todos-Pa).

Teniendo en cuenta los valores parciales de ME, la altura media (h_{media}) fue nuevamente la variable independiente más importante para todas las fracciones de combustible de los cuatro grupos y fue la única variable significativa para las ecuaciones $W_{Shr_G1_muerto}$ y $W_{Shr_G1_vivo}$ para todos los grupos para los que se desagregaron estas fracciones, mientras que d_{Litt} fue la única variable independiente significativa para estimar W_{Litt} para todos los grupos.

Al igual que en el caso de las nueve comunidades, los valores y signos de todos los parámetros eran coherentes desde el punto de vista biológico y se observó una distribución homogénea de la varianza de los residuos sin tendencias visuales en todas las ecuaciones.

El grupo *Eu+ Pt* mostró los mejores resultados globales de los cuatro grupos analizados. No obstante, para los cuatro grupos se obtuvieron estimaciones muy precisas para todas las fracciones (ME entre 0,7629 y 0,8760), excepto para los combustibles finos y sus fracciones desagregadas (W_{Shr_G1} , $W_{Shr_G1_muerto}$ y $W_{Shr_G1_vivo}$), con porcentajes de varianza observada explicada entre 28,66 y 64,32. La reducción en la precisión de las estimaciones de estos siete modelos comparada con las de los modelos que incluyen también otras variables independientes además de la altura media en términos de incremento del valor del estadístico RMSE varían entre algo más del 2% y el 36%, siendo particularmente notables en el grupo *Todos-Pa* (entre un 8 y un 36%) y en las ecuaciones W_{Litt} para los grupos *Cm+Cs* y *Eu+Pt* (ver Tabla 8).

Tabla 8. Incremento en el valor del estadístico RMSE (%) debido al uso de las ecuaciones que emplean únicamente la altura media del matorral como variable independiente frente a las ecuaciones que emplean también la cobertura del matorral y la profundidad de la capa de hojarasca y mantillo. $W_{Shr+Litt}$ = carga de matorral y hojarasca, W_{Shr} = AGB = carga total de matorral, W_{Litt} = carga de hojarasca, W_{Shr_G23} = carga de combustibles gruesos de matorral, W_{Shr_G1} = carga de combustibles finos de

matorral, $W_{Shr_G1_muerto}$ = carga de combustible fino muerto de matorral y $W_{Shr_G1_vivo}$ = carga de combustible fino vivo de matorral. $\approx$ indica valores < 2%.

Incremento en RMSE (%)					
<i>Cm+Cs</i>	<i>Eu+Pt</i>	<i>Ue+Ug</i>	<i>Todos-Pa</i>		
W	Shr+Litt	$\approx$	6,59	2,08	22,51
W	Shr	2,26	2,70	4,02	24,16
W	Litt	9,92	24,45	$\approx$	9,85
W	Shr_G23	$\approx$	2,16	4,42	7,94
W	Shr_G1	6,04	2,07	5,32	31,84
W	Shr_G1_muerto	---	5,10	$\approx$	36,10
W	Shr_G1_vivo	---	2,15	6,42	20,27

Retamares ($Cm+Cs$ = *Cytisus multiflorus* y *Cytisus striatus*), *ericáceas bajas* y *carquesales* ($Eu+Pt$ = *Erica umbellata* y *Pterospartum tridentatum*), *tojares* ($Ue+Ug$ = *Ulex europaeus* y *U. gallii*) y para todos los datos excepto las comunidades dominadas por helecho (*Todos-Pa*).

Además, para explorar el potencial predictivo de la altura media del matorral (h_{media}) y proporcionar herramientas más operativas para evaluar la carga de combustible, simplificando en su caso la recogida de datos biométricos a nivel de rodal o para utilizarlos con datos de teledetección, el sistema de siete ecuaciones se volvió a ajustar a cada una de las nueve comunidades y a cada uno de los cuatro grupos de comunidades con la altura media (h_{media}) como única variable independiente. El sistema de siete ecuaciones ajustado en este caso es el siguiente:

$$\begin{aligned}\widehat{W}_{Litt} &= a_0 \cdot h_{media}^{a_1} \\ \widehat{W}_{Shr} &= b_0 \cdot h_{media}^{b_1} \\ \widehat{W}_{Shr_G23} &= \frac{\widehat{W}_{Shr}}{1 + \exp[c_0 + c_1 \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr_G1} &= \frac{\widehat{W}_{Shr} \cdot \exp[c_0 + c_1 \log(h_{media})]}{1 + \exp[c_0 + c_1 \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr_G1_muerto} &= \frac{\widehat{W}_{Shr_G1}}{1 + \exp[d_0 + d_1 \cdot \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr_G1_vivo} &= \frac{\widehat{W}_{Shr_G1} \cdot \exp[d_0 + d_1 \log(h_{media})]}{1 + \exp[d_0 + d_1 \log(h_{media})]} \\ \widehat{W}_{Shr+Litt} &= a_0 \cdot h_{media}^{a_1} + b_0 \cdot h_{media}^{b_1}\end{aligned}$$

Los valores de las estimaciones de los parámetros y los errores estándar asintóticos del sistema de siete ecuaciones ajustado a cada una de las nueve comunidades de matorral desarbolado empleando únicamente la altura como variable independiente se muestran en la Tabla 9, mientras que los estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones se muestran en la Tabla 10.

En general, las estimaciones más precisas se obtuvieron para *Ea* (ME que oscilaba entre 0,5909 para $\widehat{W}_{Shr_GL_vivo}$ y 0,8888 para $\widehat{W}_{Shr+Litt}$) y los peores resultados se obtuvieron para *Ug/Um* (ME que oscilaba entre 0,1887 para $\widehat{W}_{Litt}$ y 0,6463 para $\widehat{W}_{Shr}$). Como era de esperar, la capa de hojarasca ($\widehat{W}_{Litt}$) fue la fracción para la que la precisión de las estimaciones, en términos de incremento de RMSE, se vio relativamente más afectada que las estimaciones basadas en ecuaciones que también incluían la cobertura del matorral y la profundidad de la hojarasca como variables independientes, con incrementos de RMSE (%) que oscilaron entre el 53,07% para *Ea* y el 147,14% para *Cl*. Para todas las comunidades excepto *Cs*, la ecuación $\widehat{W}_{Shr+Litt}$ también se vio muy afectada, con incrementos de RMSE que oscilaron entre el 13,68% para *Ea* y el 63,29% para *Ug*.

Tabla 9. Estimaciones de parámetros y errores estándar aproximados obtenidos ajustando simultáneamente el sistema de siete ecuaciones para cada comunidad de matorral considerando la altura media como única variable independiente.



<i>a</i>	<i>o</i>	Estimación	0,0081	0,0073	0,0547	0,0070	0,0094	0,0943	0,0115	0,0209	0,0353
Error std.	0,0008	0,0019	0,0038	0,0012	0,0007	0,0058	0,0031	0,0082		0,0142	
<i>a</i>	<i>i</i>	Estimación	0,7810	0,9803	0,5129	1,0163	1,1841	0,4579	0,8494	0,8863	0,7847
Error std.	0,2143	0,0549	0,1188	0,0336	0,1795	0,1310	0,0552	0,0774		0,0860	
<i>b</i>	<i>o</i>	Estimación	0,0157	0,0692	0,0403	0,0266	0,0342	0,00086	0,0592	0,1018	0,1419
Error std.	0,0075	0,0198	0,0137	0,0028	0,0128	0,00044	0,0092	0,0129		0,0283	
<i>b</i>	<i>i</i>	Estimación	0,8882	0,7540	0,8884	0,9650	1,0257	1,5211	0,8365	0,7421	0,6936
Error std.	0,0967	0,0584	0,0589	0,0207	0,0902	0,1046	0,0324	0,0253		0,0446	
<i>c</i>	<i>o</i>	Estimación	6,6787	6,6551	7,6278	9,4165	7,8856	5,0771	8,5082	6,1429	11,2808
Error std.	1,5828	0,9350	0,9190	0,6109	1,4720	1,3241	0,8217	0,3790		1,1401	
<i>c</i>	<i>i</i>	Estimación	-1,1595	-1,2609	-1,4575	-1,7805	-1,4655	-0,7255	-1,5671	-1,1630	-2,2058
Error std.	0,3152	0,1839	0,1545	0,1149	0,3441	0,2705	0,1632	0,0748		0,2437	
<i>d</i>	<i>o</i>	Estimación	---	---	3,2162	2,2997	3,6870	---	---	1,6045	2,3857
Error std.	---	---	0,5508	0,2971	0,6156	---	---	0,3114		0,5825	
<i>d</i>	<i>i</i>	Estimación	---	---	-0,4096	-0,2834	-0,7385	---	---	-0,2461	-0,3953
Error std.	---	---	0,0992	0,0594	0,1483	---	---	0,0646		0,1328	



Cl = *Cistus ladanifer*, *Cm* = *Cytisus multiflorus*, *Cs* = *Cytisus striatus*, *Ea* = *Erica australis*, *Eu* = *Erica umbellata*, *Pa* = *Pteridium aquilinum*, *Pt* = *Pterospartum tridentatum*, *Ue* = *Ulex europaeus*, *Ug* = *Ulex gallii*

Tabla 10. Estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones de carga de combustible para cada fracción de combustible y comunidad de matorral considerando la altura media como única variable independiente. $W_{Shr+Litt}$ = carga de matorral y hojarasca, W_{Shr} = AGB = carga total de matorral, W_{Litt} = carga de hojarasca, W_{Shr_G23} = carga de combustibles gruesos de matorral, W_{Shr_G1} = carga de combustibles finos de matorral, $W_{Shr_G1_muerto}$ = carga de combustible fino muerto de matorral y $W_{Shr_G1_vivo}$ = carga de combustible fino vivo de matorral.

MT 6: FUEGO Y OTROS RIESGOS ABIÓTICOS



W	Shr+Litt	RMSE (kg m ⁻²)			)	0,1924	0,6110	1,9971	0,8408	0,8279	0,2815	0,7088	1,1376	1,1066
ME	0,8146	0,8353	0,7612	0,8888	0,6915	0,8317	0,8054	0,7527				0,4890		
W	Shr	RMSE (kg m ⁻²)			)	0,1566	0,5244	1,8764	0,6911	0,4937	0,1952	0,5424	0,6415	0,5345
ME	0,7912	0,7620	0,7334	0,8606	0,6872	0,8586	0,8289	0,8050				0,6463		
W	Litt	RMSE (kg m ⁻²)			)	0,1080	0,2205	0,3822	0,3144	0,4813	0,2167	0,2540	0,8098	0,7254
ME	0,4178	0,7022	0,3702	0,8041	0,4517	0,2303	0,4696	0,3837				0,1887		
W	Shr_G23	RMSE (kg m ⁻²)			)	0,1103	0,4200	1,7306	0,4601	0,1733	0,0767	0,2717	0,4581	0,3332
ME	0,6472	0,7319	0,7093	0,8610	0,5478	0,6968	0,8496	0,8144				0,6369		
W	Shr_G1	RMSE (kg m ⁻²)			)	0,1122	0,2119	0,4059	0,4069	0,4474	0,1691	0,4579	0,5237	0,5214
ME	0,6999	0,6399	0,5760	0,7291	0,6056	0,8258	0,6258	0,4260				0,3833		
W	Shr_G1_muerto	RMSE (kg m ⁻²)			)	---	---	0,1258	0,1531	0,1969	---	---	0,3048	0,3344
ME	---	---	0,7771	0,7542	0,6594	---	---	0,3469				0,2882		
W	Shr_G1_vivo	RMSE (kg m ⁻²)			)	---	---	0,3981	0,3453	0,3412	---	---	0,3667	0,3757
ME	---	---	0,2748	0,5909	0,4171	---	---	0,2970				0,2113		

Cl = *Cistus ladanifer*, *Cm* = *Cytisus multiflorus*, *Cs* = *Cytisus striatus*, *Ea* = *Erica australis*, *Eu* = *Erica umbellata*, *Pa* = *Pteridium aquilinum*, *Pt* = *Pterospartum tridentatum*, *Ue* = *Ulex europaeus* *Ug* = *Ulex gallii*

En la Tablas 11 y 12 se muestran los valores de las estimaciones de los parámetros junto con sus errores estándar asintóticos y los estadísticos de bondad de ajuste, respectivamente, del sistema de siete ecuaciones ajustado empleando únicamente la altura como variable independiente para los cuatro grupo de comunidades de matorral: Retamares (*Cm*+*Cs* = *Cytisus multiflorus* y *Cytisus striatus*), ericáceas bajas y carquesales (*Eu*+*Pt* = *Erica umbellata* y *Pterospartum tridentatum*), tojares (*Ue*+*Ug* = *Ulex europaeus* y *U. gallii*) y para todos los datos excepto las comunidades dominadas por helecho (*Todos-Pa*).

*Tabla 11. Estimaciones de parámetros y errores estándar aproximados obtenidos ajustando simultáneamente el sistema de siete ecuaciones que emplea la altura media del matorral como única variable independiente para cada grupo de comunidades: retamares (*Cm*+*Cs* = *Cytisus multiflorus* y *Cytisus striatus*), ericáceas bajas y carquesales (*Eu*+*Pt* = *Erica umbellata* y *Pterospartum tridentatum*), tojares (*Ue*+*Ug* = *Ulex europaeus* y *U. gallii*) y para todos los datos excepto las comunidades dominadas por helecho (*Todos-Pa*).*

<i>a</i>	₀	Estimación	0,0873	0,1632	0,0307	0,0613
Error std,	0,0311	0,0746	0,0093		0,0068	
<i>a</i>	₁	Estimación	0,4459	0,3678	0,8153	0,5835
Error std,	0,0650	0,1043	0,0614		0,0218	
<i>b</i>	₀	Estimación	0,0383	0,0852	0,1426	0,0710
Error std,	0,0050	0,0135	0,0139		0,0033	
<i>b</i>	₁	Estimación	0,8937	0,7699	0,6790	0,7947
Error std,	0,0242	0,0343	0,0201		0,0091	
<i>c</i>	₀	Estimación	6,9230	8,2184	7,1055	7,9263
Error std,	0,3100	0,5425	0,3413		0,1822	
<i>c</i>	₁	Estimación	-1,3344	-1,5086	-1,3471	-1,5051
Error std,	0,0550	0,1101	0,0689		0,0348	
<i>d</i>	₀	Estimación	---	1,2967	2,0839	1,4574
Error std,	---	0,3011	0,2611		0,1660	
<i>d</i>	₁	Estimación	---	-0,1607	-0,3408	-0,1643

Error std,	---	0,0673	0,0559	0,0348
------------	-----	--------	--------	--------

Tabla 12. Estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones de carga de combustible para cada fracción de combustible y grupo de comunidades de matorral. $W_{Shr+Litt}$ = carga de matorral y hojarasca, W_{Shr} = AGB = carga total de matorral, W_{Litt} = carga de hojarasca, W_{Shr_G23} = carga de combustibles gruesos de matorral, W_{Shr_G1} = carga de combustibles finos de matorral, $W_{Shr_G1_muerto}$ = carga de combustible fino muerto de matorral y $W_{Shr_G1_vivo}$ = carga de combustible fino vivo de matorral.

W	$Shr+Litt$	RMSE (kg m ⁻²)		1,4549	1,0071	1,1462	1,4034
ME	0,8171	0,5733	0,6955		0,6599		
W	Shr	RMSE (kg m ⁻²)		1,3824	0,5733	0,6266	0,9438
ME	0,7929	0,7509	0,7696		0,7280		
W	Litt	RMSE (kg m ⁻²)		0,3480	0,5627	0,7805	0,7425
ME	0,3794	0,0667	0,3385		0,2063		
W	Shr_G23	RMSE (kg m ⁻²)		1,2270	0,2374	0,4215	0,6074
ME	0,7934	0,8214	0,8119		0,8131		
W	Shr_G1	RMSE (kg m ⁻²)		0,3330	0,4865	0,5678	0,6128
ME	0,5913	0,5558	0,2988		0,3395		
W	Shr_G1_muerto	RMSE (kg m ⁻²)		---	0,2218	0,3197	0,3342
ME	---	0,5199	0,2994		0,2516		
W	Shr_G1_vivo	RMSE (kg m ⁻²)		---	0,3968	0,4053	0,4228
ME	---	0,3866	0,1561		0,2398		

Retamares (Cm+Cs = Cytisus multiflorus y Cytisus striatus), ericáceas bajas y carquesales (Eu+Pt = Erica umbellata y Pterospartum tridentatum), tojares (Ue+Ug = Ulex europaeus y U. gallii) y para todos los datos excepto las comunidades dominadas por helecho (Todos-Pa).

Con respecto a los cuatro grupos de comunidades, en general, las estimaciones más precisas se obtuvieron para Cm+Cs (ME que oscilaba entre 0,3794 para W_{Litt} y 0,8171 para $W_{Shr+Litt}$) y los peores resultados se obtuvieron para Todos-Pa (ME que oscilaba entre 0,2063 para W_{Litt} y 0,8131 para W_{Shr_G23}).

La comparación de los valores de RMSE de los sistemas ajustados utilizando la altura media del matorral como única variable independiente para los cuatro grupos de comunidades con los obtenidos para los cuatro grupos de comunidades sin restricción de variables independientes, mostró que la capa de hojarasca (W_{Litt})

fue de nuevo la fracción más afectada, con incrementos que oscilaron entre el 90,68% para *Cm+Cs* y el 138,84% para *Eu+Pt*. Para todos los grupos excepto *Cm+Cs*, la ecuación $W_{Shr+Litt}$ también se vio fuertemente afectada, con incrementos de RMSE que oscilaron entre el 42,03% para *Todos-Pa* y el 75,48% para *Eu+Pt*.

3.2. Ecuaciones de carga de combustible para las comunidades de matorral bajo arbolado en pinares

En el ajuste de las ecuaciones par las formaciones de matorral bajo pinar se tuvo en cuenta que debido a la particular biología de las comunidades de sotobosque dominadas por helechos- zarzas (*Pa*) y a su amplia variabilidad estructural y fisiológica a lo largo del año, se analizó el efecto de estas especies sobre el sistema de ecuaciones ampliando los parámetros α_0 (a_0 , b_0 , y c_0) mediante la inclusión de un nuevo parámetro afectado por una variable ficticia (I_{Pa}) que toma el valor 1 cuando hay dominancia de helechos-zarzas y 0 en caso contrario. Asimismo, para evaluar el efecto de las distintas especies de pino dominantes, se incluyeron otros dos parámetros con sus variables ficticias asociadas I_{Ps} e I_{Pr} , que toman valores de 1 si la especie de pino dominante es *Pinus sylvestris* (Ps) o *P. radiata* (Pr), respectivamente y 0 en caso contrario. Por lo tanto, los parámetros α_0 se establecieron finalmente de la siguiente manera:

$$\alpha_0 = \alpha_{00} + \alpha_{Pa} \cdot I_{Pa} + \alpha_{Ps} \cdot I_{Ps} + \alpha_{Pr} \cdot I_{Pr}$$

Las expresiones matemáticas de los modelos finalmente ajustados para las cargas de combustible de matorral y para las cargas de combustible del estrato de hojarasca y mantillo, así como con los valores de los estadísticos de bondad de ajuste, se muestran en la Tabla 12. Todos los parámetros resultaron significativos ($\alpha = 0,05$).

En cuanto al sistema de ecuaciones para estimar las cargas de combustible del estrato de matorral, las variables independientes incluidas finalmente en los modelos fueron la altura media del matorral (h_{media}), la cobertura del matorral (Cov_{Shr_Bliss}) y el índice de densidad del rodal (SDI). Además, en el modelo alométrico para estimar la carga total de combustible del matorral (W_{Shr}), los efectos de la presencia de helechos-arbustos como comunidad dominante en el sotobosque y de *Pinus sylvestris* y *P. radiata* como especies dominantes de arbolado fueron significativos.

*Tabla 12. Expresiones matemáticas de los modelos ajustados y estadísticos de bondad del ajuste para las fracciones de combustible del estrato de sotobosque y del estrato de hojarasca y mantillo en rodales de pinar. I_{Pa} es una variable que toma el valor 1 cuando hay dominancia de helechos-zarzas y 0 en caso contrario; I_{Ps} e I_{Pr} son variables que toman valores de 1 si la especie de pino dominante es *Pinus sylvestris* (Ps) o *P. radiata* (Pr), respectivamente y 0 en caso contrario.*

Ecuaciones para el estrato de matorral usando variables independientes tanto del sotobosque como del dosel de copas

Expresión matemática del modelo	ME	RMSE (kg m-2)
---------------------------------	----	---------------

0,7647	0,3691	
0,5268	0,2108	
0,7322	0,2736	
0,6073	0,1365	
0,6806	0,1939	
Ecuaciones para el estrato de hojarasca y mantillo usando variables independientes tanto de dicho estrato como del dosel de copas		
Expresión matemática del modelo	ME	RMSE (kg m-2)
0,7829	0,7182	
0,5465	0,3480	
0,7819	0,6092	

La dominancia de helechos-zarza en el sotobosque supuso una reducción de la carga total de combustible respecto a la dominancia de matorrales leñosos, y la dominancia de *P. sylvestris* y *P. radiata* supuso un aumento de la carga total de combustible respecto a *P. pinaster*. Además, estos efectos también fueron significativos en el parámetro b_0 , afectando a la desagregación de la carga total de combustible del matorral en cargas de combustible del grupo 2-3 y del grupo 1, aunque en este caso no hubo diferencias significativas entre rodales con dominancia de *P. radiata* y *P. pinaster*. En este último caso, la dominancia de helechos-zarza en el sotobosque se tradujo en un aumento de la proporción de combustibles finos (W_{Shr_G1}/W_{Shr}) en relación con los tipos de matorrales leñosos, y la dominancia de *P. sylvestris* implicó una reducción de la proporción de combustibles finos en relación con las otras dos especies de pinos. No hubo diferencias significativas entre los tipos de matorral ni entre las especies de pinos en la proporción de combustible fino muerto ($W_{Shr_G1_muerto}/W_{Shr_G1}$), siendo el índice de densidad del rodal (SDD) la única variable que parece influir en esta proporción.

Como se ha comentado anteriormente, las particulares características estructurales y fisiológicas de los helechos y sus variaciones a lo largo del año requieren la medición de las variables de entrada (h_{media} y Cov_{Shr_Bliss}) cuando los helechos están completamente desarrollados y las frondas vivas.

Por otro lado, en el caso del sistema de estimación de cargas del estrato de hojarasca y mantillo, las variables independientes finalmente incluidas en los modelos fueron la profundidad total de los estratos L, F y H (d_{LH}), la profundidad de los estratos L y F considerados conjuntamente (d_{LF}) y el área basimétrica del rodal (G). En este caso, el parámetro asociado a la variable ficticia que analiza el efecto de *P. sylvestris* como especie arbórea dominante fue el único parámetro significativo que afectó a todas las ecuaciones de estimación para este estrato, aumentando las cargas de combustible respecto a *P. pinaster* y *P. radiata*.

Los resultados obtenidos en el ajuste simultáneo de los sistemas de ecuaciones de carga de combustible de los estratos de matorral y hojarasca y mantillo incluyendo únicamente variables del arbolado como regresores mostraron estimaciones para los valores extremos de la variable dependiente con una fuerte tendencia hacia su media, impidiendo obtener modelos aditivos robustos para ambos sistemas de ecuaciones. Por lo tanto, sólo se propusieron modelos alométricos para aquellas fracciones de combustible que mostraban estadísticas aceptables de bondad de ajuste y buenas representaciones gráficas de los residuos frente a los valores predichos y de los valores observados frente a los valores predichos cuando las ecuaciones se ajustaban de forma independiente. Por último, se obtuvieron modelos para la carga total de combustible del matorral (W_{Shr}), para la carga del combustible fino del matorral (W_{Shr_G1}) y para la carga total de combustible del estrato de hojarasca y mantillo (W_{Litt}) (véase la Tabla 13). Todos los parámetros fueron significativos ($\alpha = 0,05$)

*Tabla 13. Expresiones matemáticas de los modelos ajustados y estadísticos de bondad del ajuste para las fracciones de combustible del estrato de matorral y del estrato de hojarasca y mantillo en rodales de pinar usando únicamente variables independientes del arbolado. I_{pa} es una variable que toma el valor 1 cuando hay dominancia de helechos-zarzas y 0 en caso contrario; I_{ps} e I_{pr} son variables que toman valores de 1 si la especie de pino dominante es *Pinus sylvestris* (Ps) o *P. radiata* (Pr), respectivamente y 0 en caso contrario.*

Ecuaciones para el estrato de matorral usando variables independientes del arbolado			
Expresión matemática del modelo	ME	RMSE	(kg m-2)
0,5367		0,5203	
0,5213		0,3690	
Ecuaciones del estrato de hojarasca y mantillo usando variables del arbolado			
Expresión matemática del modelo	ME	RMSE	(kg m-2)
0,5157		1,0503	

En las ecuaciones de carga del estrato de matorral, las variables independientes incluidas en los modelos fueron la fracción de cabida cubierta del arbolado transformada (CC_{Bliss}), el área basimétrica del rodal (G) y el índice de densidad del rodal (SDI). La dominancia de helechos-zarzas resultó en una reducción de las estimaciones de (W_{Shr}) y (W_{Shr_G1}) con respecto a la dominancia de especies de matorral leñosas, mientras que la dominancia de *P. radiata* y *P. sylvestris* resultó en un incremento de la carga de combustible (W_{Shr}) en relación con *P. pinaster*.

En cuanto a la ecuación de la carga total de hojarasca y mantillo, la única variable independiente fue el área basimétrica del rodal (G) y el parámetro relativo al

efecto de *P. sylvestris* como especie dominante fue el único significativo, dando lugar a un aumento de la carga total del estrato de hojarasca y mantillo en relación con las otras dos especies de pino.

Por último, se ajustaron de forma independiente otras dos ecuaciones para estimar la carga de combustible total y fina del estrato de matorral (W_{shr} y W_{shr_G1}) en función únicamente de la variable del arbolado que mostró los mejores estadísticos de bondad de ajuste, que en ambos casos fue la fracción de cabida cubierta del arbolado transformada (CC_{Bliss}), tanto para sotobosques dominados por helechos como por especies leñosas. Por tanto, estas ecuaciones pueden utilizarse para estimaciones a escala de paisaje con datos de teledetección que puedan estimar con precisión la cubierta de copas (LiDAR, UAV o imágenes de satélite de alta resolución). Todos los parámetros fueron significativos ($\alpha = 0,05$) y en ambos casos el efecto de la dominancia de *P. radiata* y *P. sylvestris* resultó en un aumento significativo de las cargas de combustible (Tabla 14).

*Tabla 14. Expresiones matemáticas de los modelos ajustados y estadísticos de bondad del ajuste para las fracciones de combustible del estrato de matorral en rodales de pinar usando únicamente la fracción de cabida cubierta del arbolado como variable independiente. I_{Pa} es una variable que toma el valor 1 cuando hay dominancia de helechos-zarzas y 0 en caso contrario; I_{Ps} e I_{Pr} son variables que toman valores de 1 si la especie de pino dominante es *Pinus sylvestris* (Ps) o *P. radiata* (Pr), respectivamente y 0 en caso contrario.*

Ecuaciones para el estrato de matorral usando solo CC_{Bliss}		como variable independiente	
Expresión matemática del modelo	ME	RMSE	(kg m ⁻²)
0,2626		0,6552	

W_{shr}

3.3. Ecuaciones de carga de combustible para las comunidades de matorral bajo arbolado en frondosas no eucaliptales

En la Tabla 15 se muestran las expresiones matemáticas de los modelos finalmente ajustados para las cargas de matorral y para las cargas de hojarasca y mantillo de las comunidades bajo arbolado de frondosas (con excepción de los eucaliptales). También se muestran en la misma tabla los valores de los estadísticos de bondad del ajuste. Todos los parámetros resultaron ser significativos ($\alpha=0.05$).



Tabla 15. Expresiones matemáticas de los modelos ajustados y estadísticos de bondad del ajuste para las fracciones de combustible del estrato de sotobosque y del estrato de hojarasca y mantillo en rodales de frondosas no eucaliptales.

Ecuaciones para el estrato de matorral			
Expresión matemática del modelo	ME	RMSE	(kg m-2)
0,4392		0,2608	







Ecuaciones para el estrato de hojarasca y mantillo			
Expresión matemática del modelo	ME	RMSE	(kg m-2)
0,7050		0,4758	
0,3312		0,1737	



En las ecuaciones de carga de matorral las variables independientes que forman parte de los modelos son la altura media del matorral (h_{media}), su cobertura transformada (Cov_{Shr_Bliss}) y el índice de espaciamiento relativo (RSI); mientras que en el caso de las ecuaciones del estrato de hojarasca y mantillo, las variables independientes que forman parte de los modelos son la profundidad de las capas L, F y H (d_{LHF}), la profundidad de las capas L y F (d_{LF}) y el área basimétrica del rodal (G).

4. Conclusiones

En este estudio se ha desarrollado un novedoso sistema de ecuaciones que permite estimar las cargas de los diferentes componentes del combustible en comunidades arbustivas desarboladas y también en comunidades arbustivas bajo



arbolado del NO de España, incluyendo la carga de hojarasca. Dada la escasez de ecuaciones disponibles para estimar estas fracciones de combustible a nivel de rodal, y su importancia en los procesos y servicios ecológicos y en la gestión forestal y del territorio, consideramos que estas ecuaciones podrían contribuir sustancialmente a llenar un apreciable vacío de conocimiento.

Aunque los datos de campo para la base experimental de esas ecuaciones se recogieron en el NO de España, los resultados de esta investigación también pueden ser aplicables a otras zonas del noroeste de la Península Ibérica con clima, suelos y vegetación similares.

Se ofrecen dos sistemas alternativos, basados en distintas variables independientes, tanto para las nueve comunidades de matorral desarbolado más frecuentes (incluida una comunidad dominada por helechos) como para matorral bajo arbolado de pinar en la región. Cada una de estas alternativas tiene ventajas asociadas, pero la decisión sobre cuál utilizar dependerá en última instancia de los objetivos del estudio, las características del matorral en la zona de estudio y el presupuesto disponible para obtener las variables de entrada de las ecuaciones. Como señala Wang (2006), la selección de la ecuación alométrica adecuada para estimar la biomasa implica un compromiso entre precisión, simplicidad y aplicación práctica.

En general, las ecuaciones propuestas requieren mediciones biométricas sencillas, a nivel de rodal, como la altura media del matorral (h_{media}), la cobertura del matorral (Cov_{Shr}) y la profundidad de la capa de hojarasca y mantillo (d_{Litt}) para las formaciones desarboladas a las que se añaden la fracción de cabida cubierta del arbolado (CC), el área basimétrica (G) el índice de densidad del rodal (SDI), la profundidad de las capas LF (d_{LF}) o el índice de espaciamiento relativo (RSI) en las masas desarboladas. Variables todas ellas que pueden medirse fácilmente en transectos lineales para el matorral o parcelas de muestreo para el arbolado. La inclusión de estas mediciones en inventarios forestales a gran escala no supone un gran esfuerzo o coste económico, en relación con los inventarios destructivos, especialmente aquellos que requieren mediciones a nivel de planta individual.

Además de las variables biométricas incluidas en este y otros muchos estudios, la inclusión de otros factores como la edad, las variables climáticas, la topografía, las características del suelo, la calidad del lugar y el historial de perturbaciones a medio plazo probablemente mejoraría la precisión de las estimaciones, aunque dificultaría seriamente su uso práctico. Se trata de una cuestión abierta para futuras investigaciones. Los resultados del estudio ilustran la viabilidad del enfoque a nivel de rodal para construir modelos operativos de carga de combustible de matorral con una precisión razonablemente buena para la mayoría de los componentes del combustible, al tiempo que evidencian los retos pendientes en la modelización del combustible fino vivo y muerto.

Las ecuaciones de carga de combustible presentadas en este estudio pueden ser útiles para diversos fines, como la investigación sobre el almacenamiento y el ciclo



del carbono y los nutrientes, la competencia y la facilitación de las plantas, la restauración de tierras y el potencial de la biomasa como fuente de energía. En el marco de la gestión de incendios, nuestros modelos podrían ser útiles para predecir y evaluar el riesgo de incendio por combustible y el comportamiento del fuego. También pueden ser útiles para comparar diferentes estrategias de gestión del combustible, caracterizar y delimitar hábitats de fauna silvestre, diseñar quemas prescritas y estimar las emisiones de incendios forestales. Por lo tanto, también se espera que en un futuro próximo las ecuaciones propuestas puedan utilizarse como base para cartografiar estas funciones en la zona, junto con LiDAR aerotransportado o transportado por UAV, estructura a partir del movimiento fotogrametría o escaneo láser terrestre (TLS), entre otras técnicas de teledetección y geoespaciales.

Por último, queremos destacar que este documento es una síntesis de dos artículos científicos publicados previamente (Vega et al., 2022a y 2022b) en los que se puede encontrar una descripción metodológica más detallada, así como una discusión mucho más exhaustiva.

5. 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/

6. Bibliografía

AERTS, R.; CHAPIN, F.S.; 1999. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Adv. Ecol. Res.* 30 1–67.

ANDREAE, M.O.; 2019. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning



–an updated assessment. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 19(13) 8523–8546.

ANDREWS, P.; 2014. Current status and future needs of the BehavePlus Fire Modeling System. *Int. J. Wildland Fire* 23 21–33.

ARCHER, S.R.; PREDICK, K.I.; 2014. An ecosystem services perspective on brush management: research priorities for competing land-use objectives. *J. Ecol.* 102 1394–1407.

BEDIA, J.; HERRERA, S.; CAMIA, A.; MORENO, J.M.; GUTIERREZ, J.M.; 2014. Forest fire danger projections in the Mediterranean using ENSEMBLES regional climate change scenarios. *Clim. Chang.* 122 185–199.

BLISS, C.; 1938. The Transformation of Percentages for Use in the Analysis of Variance. *Ohio J. Sci.* 38 9–12.

BOTEQUIM, B.; ZUBIZARRETA-GERENDIAIN, A.; GARCIA-GONZALO, J.; SILVA, A.; MARQUES, S.; FERNANDES, P.M.; PEREIRA, J.M.C.; TOMÉ, M.; 2015. A model of shrub biomass accumulation as a tool to support management of Portuguese forests. *iForest* 8 114–125.

BRADSTOCK, R.A.; 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: Current and future implications. *Global Ecol. Biogeogra.* 19(2) 145–158.

BRIONES-HERRERA, C.I.; VEGA-NIEVA, D.J.; MONJARÁS-VEGA, N.A.; FLORES-MEDINA, F.; LOPEZ-SERRANO, P.M.; CORRAL-RIVAS, J.J.; CARRILLO-PARRA, A.; PULGARIN-GÁMIZ, M.Á.; ALVARADO-CELESTINO, E.; GONZÁLEZ-CABÁN, A.; ARELLANO-PÉREZ, S.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; JOLLY, W.M.; 2019. Modeling and Mapping Forest Fire Occurrence from Aboveground Carbon Density in Mexico. *Forests* 10 402.

BURGAN, R.E.; ROTHERMEL, R.C.; 1984. BEHAVE: Fire behaviour prediction and fuel modeling system - FUEL subsystem. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-167. 126 p.

BYRAM, G.M.; 1959. Combustion of Forest Fuels. En: DAVIS, K.P., (Ed.) Forest fire: control and use. New York, NY: McGraw-Hill., 61–89.

CARDINALE, M.; BRUSETTI, L.; LANZA, A.; ORLANDO, S.; DAFFONCHIO, D.; PUGLIA, A.M.; QUATRINI, P.; 2010. Rehabilitation of Mediterranean anthropogenic soils using symbiotic wild legume shrubs: plant establishment and impact on the soil bacterial community structure. *Appl. Soil Ecol.* 46 1–8.



CORBELLE-RICO, E.; CRECENTE-MASEDA, R.; 2014. Evaluating IRENA indicator "Risk of Farmland Abandonment" on a low spatial scale level: The case of Galicia (Spain). *Land Use Policy* 38 9-15.

DEL GROSSO, S.; PARTON, W.J.; STOHLGREN, T.; ZHENG, D.; BACHELET, D.; PRINCE, S.D.; HIBBARD, K.; OLSON, R.; 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology* 89 2117-2126.

DUPUY, J.; FARGEON, H.; MARTIN-STPAUL, N.; PIMONT, F.; RUFFAULT, J.; GUIJARRO, M.; HERNANDO, C.; MADRIGAL, J.; FERNANDES, P.; 2020. Climate change impact on future wildfire danger and activity in southern Europe: A review. *Ann. For. Sci.* 77 35.

DURÁN ZUAZO, V.H.; RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO, C.R.; 2008. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28 65-86.

ECKSTEIN, R.L.; DONATH, T.W.; 2005. Interaction between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *J. Ecol.* 93 807-816.

ELDRIDGE, D.J.; SOLIVERES, S.; 2015. Are shrubs really a sign of declining ecosystem function? Disentangling the myths and truths of woody encroachment in Australia. *Aust. J. Bot.* 62 594-608.

ELDRIDGE, D.J.; BOWKER, M.A.; MAESTRE, F.T.; ROGER, E.; REYNOLDS, J.F. WHITFORD, W.G.; 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecol. Lett.* 14 709-722.

FAGÚNDEZ, J.; 2013. Heathlands confronting global change: drivers of biodiversity loss from past to future scenarios. *Ann. Bot.* 111(2) 151-172.

FARRICK, K.K.; PRICE, J.S.; 2009. Ericaceous shrubs on abandoned block-cut peatlands: Implications for soil water availability and Sphagnum restoration. *Ecohydrology* 2 530-540.

FEDERER, C.A.; 1982. Subjectivity in the separation of organic horizons of the forest floor. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46 1090-3.

FERNANDES, P.M.; CATCHPOLE, W.R.; REGO, F.C.; 2000. Shrubland fire behaviour modelling with microplot data. *Can. J. For. Res.* 30 889-899.

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.

FERNÁNDEZ-ALONSO, J.M.; VEGA, J.A.; JIMÉNEZ, E.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G.; 2017. Spatially modeling wildland fire severity in pine forests of Galicia, Spain. *Eur. J. For. Res.* 136 105–121.

FINNEY, M.A.; 1998. FARSITE: Fire Area Simulator–model development and evaluation. Research Paper RMRS-RP-4 Revised. Ogden, UT: USDA For. Serv. Rocky Mountain Research Station. 47 p.

FINNEY, M.A.; 2006. An overview of FlamMap fire modeling capabilities. En: ANDREWS, P.L.; BUTLER, B.W. (comps.) Fuels Management-How to Measure Success: Conference Proceedings. 28-30 March 2006; Portland, OR. Proceedings RMRS-P-41. Fort Collins, CO. USDA For. Serv., Rocky Mountain Research Station. 213-220.

FUSCO, E.J.; RAU, B.M.; FALKOWSKI, M.; FILIPPELLI, S.; BRADLEY, L.B.A.; 2019. Accounting for aboveground carbon storage in shrubland and woodland ecosystems in the Great Basin. *Ecosphere* 10(8) e02821.

GEDDES, N.; DUNKERLEY, D.L.; 1999. The influence of organic litter on the erosive effects of raindrops and of gravity drops released from desert shrubs. *Catena* 36(4) 303-313.

GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, B.D.; SIXTO, H.; ALBERDI, I.; ESTEBAN, L.; GUERRERO, S.; PASALODOS, M.; VÁZQUEZ, A.; CAÑELLAS, I.; 2017. Estimation of shrub biomass availability along two geographical transects in the Iberian Peninsula for energy purposes. *Biomass Bioenergy* 105 211–218.

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

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 Applications. Springer International Publishing, Switzerland. 191 p.

MARM; 2011a. Cuarto Inventario Forestal Nacional. Galicia. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.



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

MORVAN, D.; DUPUY, J.L.; 2004.Modeling the propagation of a wildfire through a Mediterranean shrub using a multiphase formulation. *Combust. Flame* 138 199–210.

PATON, D.; NUÑEZ, J.; BAO, D.; MUÑOZ, A.; 2002.Forage biomass of 22 shrub species from Monfragüe Natural Park (SW Spain) assessed by log-log regression models.*J. Arid. Environ.* 52 223–231.

PAZ-KAGAN, T.; ZAADY, E.; SHACHAK, M.; KARNIELI, A.; 2016.Transformation of shrublands to forests: the role of woody species as ecosystem engineers and landscape modulators. *For. Ecol. Manage.* 361 257–268.

PLUCINSKI, M.P.; 2003. The investigation of factors governing ignition and development of fires in heathland vegetation. PhD Thesis, University of New South Wales, ADFA, Canberra. 347 p.

RIVAS MARTÍNEZ, S.; 1979. Brezales y jarales de Europa occidental (Revisión Fitosociológica de las Clases *Calluno-Ulicetea* y *Cisto-Lavanduletea*). *Lazaroa* 1 5–127.

RIVAS-MARTÍNEZ, S.; DÍAZ, T.E.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F.; IZCO, J.; LOIDI, J.; LOUSÁ, M.; PENAS, A.; 2002.Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the Syntaxonomical checklist of 2001.*Itinera Geobotanica* 15 5-922.

ROTHERMEL, R.C.; 1972. A Mathematical Model for Predicting Fire Spread in Wildland Fuels, Res. Pap. INT-115. Ogden, UT.40 p.

RUSSELL-SMITH, J.; MURPHY, B.P.; MEYER, C.P.; COOK, G.D.; MAIER, S.; EDWARDS, A.C.; SCHATZ, J.; BROCKLEHURST, P.; 2009. Improving estimates of savanna burning emissions for greenhouse accounting in northern Australia: limitations, challenges, applications. *Int. J. Wildland Fire* 18 1-18.

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

SCOTT, J.H.; BURGAN, R.E. ;2005 Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. USDA For. Serv., Rocky Mountain Research Station, General Technical Report RMRS-GTR-153. 72 p.

SCOTT, R.L.; HUXMAN, T.E.; WILLIAMS, D.G.; GOODRICH, D.C.; 2006. Ecohydrological impacts of woody-plant encroachment: Seasonal patterns of water



and carbon dioxide exchange within a semiarid riparian environment. *Glob. Change Biol.* 12 311-324.

TUBBESING, C.L.; YOUNG, D.J.N.; YORK, R.A.; STEPHENS, S.L.; BATLES, J.J.; 2022. Incorporating shrub neighborhood dynamics to predict forest succession trajectories in an altered fire regime. *Ecosystems* 25 136-154.

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.; 2022a. Modelling aboveground biomass and fuel load components at stand level in shrub communities in NW Spain. *For. Ecol. Manage.* 505 119926.

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.; 2022b. Modelling fuel loads of understorey vegetation and forest floor components in pine stands in NW Spain. *For. Ecosyst.* 9 100074.

VEGA, J.A.; ARELLANO-PÉREZ, S.; FERNÁNDEZ, C.; FONTÚRBEL, T.; RUIZ, A.D.; 2021. Os incendios forestais do cambio global xa están aquí: Un desafío e unha ocasión para lograr unha resposta social consensuada. In: Seminario Galaico Portugués de Grandes Incendios Forestais. Consello de Cultura Galega, 50-119

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; JIMÉNEZ, E.; RUIZ-GONZÁLEZ, A.D.; 2009. Impacto dun escenario de cambio climático sobre o perigo de incendios forestais en Galicia. En: PÉREZ MUÑOZURI, V.; FERNÁNDEZ CAÑAMERO, M.; GÓMEZ GESTEIRA, J.L. (coords.). Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia. Santiago de Compostela, Xunta de Galicia, 583-607.

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; FONTÚRBEL, T.; 2005. Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *L. Degrad. Dev.* 16 37-51.

VEGA, J.A.; FONTÚRBEL, T.; MERINO, A.; FERNÁNDEZ, C.; FERREIRO, A.; JIMÉNEZ, E.; 2013. Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. *Plant Soil* 369 73-91.

WALLÉN, B.; 1980. Structure and dynamics of *Calluna vulgaris* on sand dunes in South Sweden. *Oikos* 35 20-30.

WANG, C.; 2006. Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 222 9-16.



WEISE, D.R.; WRIGHT, C.S.; 2014. Wildland fire emissions, carbon and climate: Characterizing wildland fuels. *For. Ecol. Manage.* 317 26–40.