



9CFE-1879

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

Organiza





Efecto de las densidades crecientes de ciervo (*Cervus elaphus* L.) sobre el riesgo de incendio en áreas mediterráneas

ROMERO MARTOS A.¹, GÓMEZ-MUÑOZ A.², PEREA GARCÍA-CALVO R.²,
MADRIGAL OLMO J.³

(1) ETS de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid.

(2) Plant & Animal EcoLogic Lab (PAELLA). Centro para la Conservación de la Biodiversidad y el Desarrollo Sostenible (CBDS). ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid

(3) ICIFOR-INIA (CSIC).

Resumen

En el contexto del cambio climático, donde la proporción de Grandes Incendios Forestales (GIF) aumenta, la herbivoría se presenta como una herramienta eficiente en la gestión del monte mediterráneo. Este estudio evalúa el impacto de distintas densidades de ciervo (*Cervus elaphus* L.) —alta densidad, hiper densidad y situación control, sin ungulados— en el riesgo de incendio en tres hábitats mediterráneos: matorral, rebollar y pinar-matorral, en Toledo y Valencia. Para ello, se estimó la biomasa viva y muerta y se empleó BehavePlus en la modelización de incendios.

Los resultados de las variables de combustibilidad (velocidad de propagación e intensidad del fuego, entre otras) muestran que el riesgo de incendio es sensible a las densidades de ciervo. El pinar-matorral presenta los valores más altos de propagación en un escenario control sin herbivoría y los valores más bajos en el de hiper densidad debido a la fragmentación y compactación de la vegetación. En el matorral, tanto las altas densidades como la hiper densidad incrementaron la intensidad del fuego respecto a la situación control por un aumento de la biomasa muerta. Por último, el rebollar no muestra diferencias entre los distintos escenarios de densidad. Este estudio ofrece información útil para diseñar estrategias de manejo de fauna y prevención de incendios en áreas mediterráneas.

Palabras clave

Comportamiento del fuego, ramoneo, hiper densidad, ungulados, combustibilidad.

1. Introducción

En la región mediterránea, la ganadería extensiva ha sido clave en la configuración de los paisajes, promoviendo la heterogeneidad del hábitat y la biodiversidad mediante el pastoreo y la manipulación del paisaje (SAN MIGUEL et al., 2010; SHEN et al., 2021). Sin embargo, en la segunda mitad del siglo XX, la despoblación rural y el abandono de prácticas agrícolas tradicionales llevaron a una reducción del ganado y a la transición hacia modelos intensivos (CLAR & AYUDA, 2023). Esto provocó procesos de sucesión natural, aumento de la cobertura vegetal y colonización de las especies leñosas.

Simultáneamente, las poblaciones de ungulados silvestres disminuyeron por caza excesiva, destrucción de hábitats y cambios en el uso del suelo (BLONDEL & ARONSON, 1999; TSAHAR et al., 2009). En décadas recientes, ciertas poblaciones de ungulados silvestres se han recuperado, gracias al abandono de tierras, cambios en la propiedad y el valor creciente de la fauna para la caza y el ecoturismo (HRUBES et al., 2001; GORDON et al., 2004; MILNER et al., 2006; SAN MIGUEL et al., 2010; PEREA et al., 2014; CARPIO et al., 2021). Esto ha permitido que ocupen nichos ecológicos antes dominados por el ganado doméstico.



A la luz de estos cambios, la interacción entre los ungulados silvestres y los ecosistemas mediterráneos se ha vuelto cada vez más compleja. Modelos teóricos como la hipótesis de "remaches y redundancia" de EHRLICH & WALKER (1998), sugieren que los ungulados silvestres podrían reemplazar parcialmente al ganado en la región mediterránea, desempeñando roles ecológicos similares, especialmente en términos de modificación del paisaje y dispersión de semillas.

Por ejemplo, se ha demostrado que las actividades de herbivoría de ungulados silvestres como el ciervo rojo (*Cervus elaphus* L.) contribuyen a la conservación de comunidades herbáceas, a dotar de heterogeneidad al paisaje y a incrementar los niveles de biodiversidad (MALO & SUÁREZ, 1996; PARKS et al., 2005; SAN MIGUEL et al., 2010;). No obstante, el restablecimiento de las poblaciones de ungulados silvestres no está exento de desafíos. Mientras que el ganado tiende a ser controlado mediante prácticas de manejo humano, el crecimiento descontrolado de las poblaciones de ungulados silvestres puede tener impactos negativos significativos sobre la vegetación, particularmente en las plantas leñosas y la regeneración de especies arbóreas (SAN MIGUEL et al., 2010; PEREA et al., 2014).

Los incendios forestales en la región mediterránea son cada vez más severos, con un aumento en la magnitud de eventos que superan las 500 hectáreas, atribuible a cambios en el uso del suelo, el cambio climático y transformaciones socioeconómicas como el abandono rural y la expansión urbana (PAUSAS et al., 2004; ÚBEDA et al., 2021). En este contexto, se ha destacado el papel de la herbivoría, tanto por ungulados silvestres como por ganado, como herramienta para mitigar riesgos mediante la reducción de cargas de combustible en áreas propensas al fuego.

Los ungulados silvestres, como el ciervo rojo y el jabalí, influyen significativamente en la estructura y composición de la vegetación a través del pastoreo, ramoneo y perturbaciones físicas, impactando en la regeneración de plantas leñosas y en la dinámica forestal (STROMAYER & WARREN, 1997; ROONEY, 2009; RAMÍREZ et al., 2019). Como ingenieros de ecosistemas, los ungulados modifican el entorno, reduciendo la biomasa aérea mediante el ramoneo, lo que disminuye las cargas de combustible y reduce el riesgo e intensidad de los incendios (MELIS et al., 2006; MARTIN et al., 2018). Esta influencia incluye la disminución de la probabilidad de ignición y propagación de incendios de alta intensidad en áreas propensas (DE LUIS et al., 2004; NADER et al., 2007).

Sin embargo, estos impactos no son uniformes. El ramoneo selectivo puede cambiar la composición vegetal, favoreciendo especies menos palatables que podrían aumentar el riesgo de incendio al alterar la estructura de los combustibles (WHITE, 2012; GÓMEZ-MUÑOZ, 2022). Estos efectos destacan la complejidad de la interacción entre los ungulados, la vegetación y el comportamiento del fuego en ecosistemas mediterráneos.

El proyecto INCREMENTO (Ministerio de Ciencia; <https://paellalab.es/pages/01-proyecto-incremento/>) es una iniciativa clave que busca comprender el papel de los ungulados silvestres, particularmente el ciervo rojo, en los paisajes mediterráneos, centrándose en su influencia en el comportamiento del fuego y la dinámica del ecosistema (INCREMENTO, 2024). Al monitorear las poblaciones crecientes de ungulados y su impacto en las cargas de combustible, la estructura de la vegetación y el riesgo de incendios, el proyecto proporciona valiosos conocimientos sobre cómo estas especies afectan la dinámica de los incendios forestales. Su importancia radica en ser uno de los pocos estudios que ha logrado



rastrear la evolución de los ecosistemas con densidades controladas de ciervos a lo largo del tiempo. Combinando estudios de campo, monitoreo de diferentes densidades de ungulados y modelado del comportamiento del fuego, el estudio busca ofrecer recomendaciones basadas en evidencia para gestores del territorio. Además, explora el potencial de utilizar poblaciones de ungulados silvestres como herramienta natural para mitigar riesgos de incendios forestales, especialmente en áreas donde el pastoreo tradicional ha disminuido, y contribuye a estrategias integradas de prevención de incendios que consideran la gestión tanto de ungulados como de la vegetación como enfoques complementarios para reducir la severidad de los mismos y mejorar la resiliencia del ecosistema.

2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio, realizado en el marco del proyecto INCREMENTO, es evaluar cómo las densidades crecientes de ciervo rojo (*Cervus elaphus* L.) afectan al comportamiento del fuego en hábitats mediterráneos. Específicamente, la investigación busca analizar la influencia de las poblaciones de ungulados silvestres en indicadores clave de riesgo de incendio, como la velocidad de propagación, la longitud de las llamas, la intensidad de la línea de fuego y la liberación de calor. Se plantea la hipótesis de que densidades más altas de ciervos reducirán estos indicadores, sugiriendo que favorecer las poblaciones de ungulados silvestres podría ser una estrategia viable para reducir el riesgo de incendios en paisajes mediterráneos propensos al fuego. Este estudio tiene como objetivo contribuir a las crecientes investigaciones sobre los roles ecológicos de los ungulados en la prevención de incendios forestales y ofrecer perspectivas sobre cómo la gestión de los mismos puede integrarse en estrategias de reducción del riesgo de incendios.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en dos áreas con características ecológicas muy diferenciadas: Quintos de Mora (Toledo) y Muela de Cortes (Valencia). Quintos de Mora, con suelos de naturaleza ácida, alberga especies características como *Quercus pyrenaica*, *Cistus ladanifer* y *Erica arborea* (SAN MIGUEL et al., 2010). En contraste, Muela de Cortes presenta suelos básicos y una vegetación dominada por *Pinus halepensis*, *Cistus albidus* y *Quercus coccifera*. Quintos de Mora, bajo gestión del Organismo Autónomo de Parques Nacionales, comprende 6.864 hectáreas, con altitudes entre 900 y 1.000 metros, un clima mediterráneo con precipitaciones variables (250-900 mm/año) y una temperatura media anual de 13 °C, con veranos calurosos (máximas >35°C) e inviernos con heladas desde noviembre a marzo. Su fauna incluye poblaciones estables de ciervo rojo (*Cervus elaphus* L., 30-40 individuos/100 ha) y jabalí (*Sus scrofa*) (SAN MIGUEL et al., 2011, PELÁEZ et al., 2022).

Por su parte, Muela de Cortes, con una extensión de 36.009 hectáreas y altitudes de 800 a 1.100 metros, forma parte del Macizo del Caroche y es gestionada por la Generalitat Valenciana desde 2004. Este territorio presenta un clima mediterráneo con precipitaciones anuales de 400-600 mm, inviernos más suaves que Quintos de Mora y temperaturas estivales elevadas, por encima de los 30 °C. La vegetación está compuesta por matorrales termomediterráneos en cotas bajas y reforestaciones de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y pino rodeno (*Pinus pinaster*) en zonas medias y altas (ESCRIG DEL VALLE et al., 2013). Entre la fauna destacan el ciervo rojo, la cabra montés (*Capra pyrenaica* subsp. *hispanica*) con

aproximadamente 1.500 individuos y el muflón (*Ovis musimon*), introducido en 1953, con una de las mayores poblaciones en España (MITECO, s.f.).

3.2. Diseño de muestreo

El proyecto INCREMENTO evaluó los efectos de densidades de ungulados mediante un diseño BACI (Antes-Después-Control-Impacto) durante 4 años (GREEN, 1979; MARTIN et al., 2012; SEGER et al., 2021). Se establecieron cercados con alta densidad (Muela de Cortes: 40-60 ciervas jóvenes/km², Quintos de Mora: 29-41 ciervos/km²), híper densidad (Muela de Cortes: >90 ciervas jóvenes/km², Quintos de Mora: >62 ciervos/km²) y control (sin ciervos). En Muela de Cortes, los cercados de control se separaron espacialmente de los de alta e híper densidad, mientras que en Quintos de Mora se utilizó un solo cercado de control adyacente.

Se capturaron ciervas jóvenes (*Cervus elaphus* L.), de 15-32 meses y ~61 kg, provenientes del Parque Nacional de Cabañeros, liberadas en 2021-2022. La Tabla 1 detalla los tamaños de los cercados y las densidades establecidas.

Área de estudio	Tratamiento	Área (ha)	Ciervas hembras	Densidad	de hembras	(ciervos/km ²)	Densidad	Equivalente	(ciervos/km ²)
Quintos de Mora	Control					2.6			
	Alta densidad	7.4	3.3 (2-7)	41 (27-95)			29 (18-63)		
	Híper densidad	7.1	7.5 (6-12)	112 (85-169)			76 (58-113)		
Muela de Cortes	Control					13.6			
	Alta densidad	10.3	6 (6-6)	58 (58-58)			39 (39-39)		
	Híper densidad	10.8	10 (9-11)	93 (83-102)			63 (57-69)		

3.3. Recolección de datos en campo

3.3.1. Estimación de la biomasa (combustible leñoso y herbáceo vivo)

En mayo de 2021, se caracterizó la vegetación mediante cinco transectos lineales de 30 m × 4 m en hábitats representativos (matorral y bosque de roble en Quintos de Mora; matorral de pino en Muela de Cortes). Se midió la cobertura herbácea y leñosa a lo largo del transecto (intersección con la cinta métrica en centímetros) y se realizaron cinco mediciones de altura cada 6 m. Se evaluó el ramoneo en *Erica arborea*, *Erica australis*, *Erica scoparia*, *Cistus ladanifer*, *Quercus ilex* y *Rosmarinus officinalis*, asignando valores de herbivoría de 0 a 5 (PEREA et al., 2014).

Para cuantificar la biomasa, se recolectaron tres muestras de las especies predominantes: *Thymus vulgaris*, *Cistus albidus*, *Quercus coccifera* en Muela de Cortes; *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Erica arborea*, *Cistus ladanifer* en Quintos de Mora; y *Rosmarinus officinalis* en ambos sitios. Las muestras (1 m²) se podaron en cinco grados de ramoneo en función a los grados descritos por PEREA et al. (2014) y se pesaron. Se realizaron regresiones polinómicas para estimar la biomasa relativa mediante el manual de GONZÁLEZ et al. (2020) y así ajustar los valores en BehavePlus®.

3.3.2. Estimación de la carga de combustible

Se establecieron transectos paralelos a los anteriormente descritos con cinco puntos de muestreo. En cada punto, se utilizó un marco de 40×40 cm para recolectar capas "L" (hojarasca) y "F+H" (fermentación y humus), midiendo el

grosor con precisión $\pm 0,5$ cm. Las muestras se secaron a 70°C por 72 h y se pesaron. Se clasificaron como combustible de 1, 10 o 100 horas (DEEMING et al., 1977) para integrar los datos en modelos predictivos de incendios.

3.4. Análisis de datos

3.4.1. Modelización del comportamiento del fuego

El análisis se realizó con BehavePlus® 6.0.0 (USDA). Se personalizaron modelos ajustando seis variables clave: cargas de combustible de 1, 10 y 100 horas, carga herbácea viva, carga leñosa viva y profundidad del lecho de combustible. Las pendientes se estimaron en Google Earth Pro: 2% (Muela de Cortes) y 13,9% (Quintos de Mora). La velocidad del viento se ajustó según el tipo de vegetación (0,2 bosque, 0,3 pinar-matorral, 0,5 matorral). Se simularon cuatro escenarios de humedad que se corresponden a los códigos descritos por SCOTT (2005): D1L1 (sequía), D2L2 (medio-seco), D3L3 (medio-húmedo) y D4L4 (húmedo), con vientos de 10 a 60 km/h.

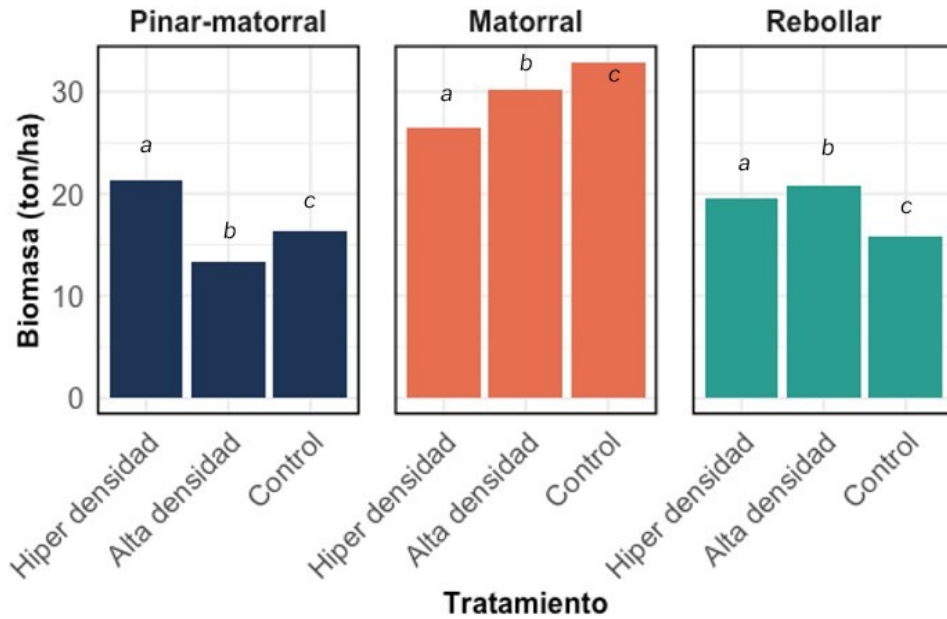
Las variables analizadas fueron velocidad de propagación (SFRS), intensidad de línea de fuego (SFI), calor por unidad de área (SFHUA) y longitud de llama (SFFL), comparando hábitats y tratamientos.

3.4.2. Análisis estadístico

Se utilizó R-Studio (R 4.1.2) para analizar los efectos de hábitat (pinar-matorral, matorral y rebollar) y densidad de ciervos (control, alta e hiper densidad) sobre SFRS, SFI, SFHUA y SFFL. Se aplicaron las pruebas de Shapiro-Wilk y Bartlett para estudiar la normalidad y homocedasticidad. Al no cumplirse estos supuestos, se utilizó la prueba de Wilcoxon emparejada y corrección de Bonferroni. Se implementaron las librerías "Stat" (R Core Team, 2012) y "Car" (FOX et al., 2019). Se

4. Resultados

En el hábitat de pinar-matorral de Muela de Cortes, el recinto de hiper densidad supera las $21 \pm 4,387 \times 10^{-15}$ ton/ha (media y error estándar) de carga de combustible leñoso vivo; por su parte, el recinto de alta densidad tiene $8,36 \pm 6,205 \times 10^{-15}$ ton/ha, mientras que el recinto control alcanza $16,1 \pm 6,205 \times 10^{-15}$ ton/ha (Figura 1). Pasando al hábitat de matorral de Quintos, la cantidad de biomasa alcanza $32,92 \pm 7,552 \times 10^{-16}$ ton/ha en el recinto control, $30,14 \pm 1,068 \times 10^{-15}$ ton/ha para el recinto de alta densidad, y $26,55 \pm 1,068 \times 10^{-15}$ ton/ha para el recinto de hiper densidad (Figura 1). Por último, en cuanto al hábitat de rebollar, el recinto de alta densidad tiene un valor de biomasa de $20,77 \pm 1,552 \times 10^{-15}$ ton/ha, mientras que el recinto de hiper densidad tiene uno de $19,46 \pm 1,552 \times 10^{-15}$ ton/ha, quedando el recinto control como el menos abundante en términos de biomasa de rebollar, con $15,86 \pm 1,098 \times 10^{-15}$ ton/ha, sin diferencias significativas (Figura 1).

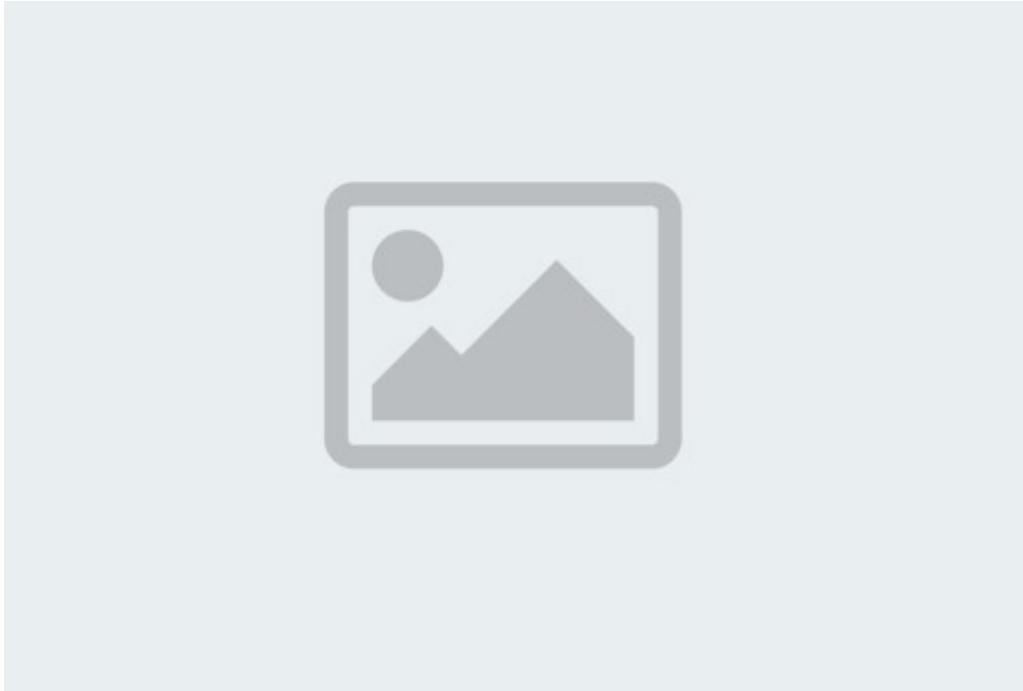


La Figura 2 representa las cargas de combustible de 1 hora, 10 horas y 100 horas, medidas en toneladas/ha, en los tres hábitats y sus respectivos tratamientos. Los tres niveles de cargas de combustibles presentaron diferencias significativas entre sí en todos los tratamientos y hábitats.

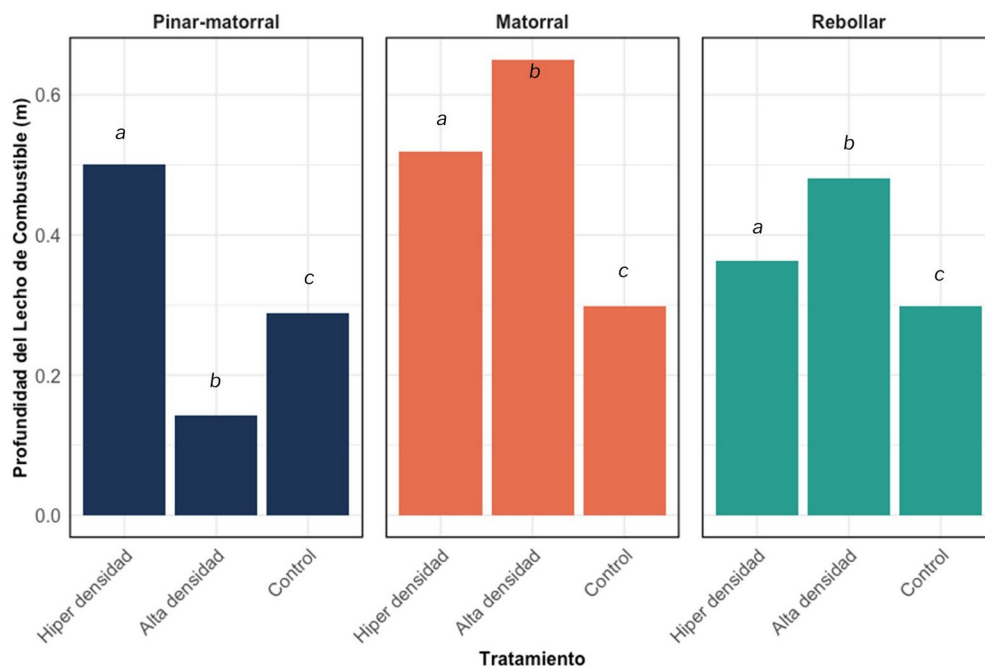
En el hábitat de pinar-matorral, el tratamiento de hiper densidad mostró los valores de carga más altos (1h: $6,53 \pm 8,012 \times 10^{-16}$ ton/ha, 10h: $3,26 \pm 4,006 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $1,63 \pm 2,003 \times 10^{-16}$ ton/ha), seguido por el recinto control (1h: $4,9 \pm 1,133 \times 10^{-15}$ ton/ha, 10h: $2,5 \pm 5,665 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $1,3 \pm 2,833 \times 10^{-16}$ ton/ha) y finalmente los valores más bajos se encontraron en el tratamiento de alta densidad (1h: $3,56 \pm 1,251 \times 10^{-16}$ ton/ha, 10h: $2,4 \pm 5,665 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $1,2 \pm 2,833 \times 10^{-16}$ ton/ha).

Igualmente, el hábitat de matorral mostró los valores más altos en el tratamiento de hiper densidad (1h: $3,56 \pm 1,251 \times 10^{-16}$ ton/ha, 10h: $2,84 \pm 4,289 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $1,42 \pm 3,596 \times 10^{-16}$ ton/ha) pero los más bajos correspondieron al recinto control (1h: $2,8 \pm 8,845 \times 10^{-17}$ ton/ha, 10h: $2,24 \pm 3,033 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $1,42 \pm 3,596 \times 10^{-16}$ ton/ha). Los valores obtenidos para el tratamiento de alta densidad fueron: 1h: $2,98 \pm 1,251 \times 10^{-16}$ ton/ha, 10h: $2,38 \pm 4,289 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $1,19 \pm 3,596 \times 10^{-16}$ ton/ha.

Finalmente, en al hábitat de rebollar se detectan los valores más altos de carga de combustible de 1h y los más bajos en el combustible de 100h entre los 3 hábitats. Se encuentran los valores más altos para las diferentes cargas en el recinto control (1h: $13,41 \pm 1,827 \times 10^{-15}$ ton/ha, 10h: $1,88 \pm 1,525 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $0,69 \pm 5,078 \times 10^{-17}$ ton/ha) seguido del tratamiento de alta densidad (1h: $12,1 \pm 2,583 \times 10^{-15}$ ton/ha, 10h: $1,69 \pm 2,156 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $0,62 \pm 7,182 \times 10^{-17}$ ton/ha) y por último el tratamiento de hiper densidad (1h: $9,62 \pm 2,583 \times 10^{-15}$ ton/ha, 10h: $1,35 \pm 2,156 \times 10^{-16}$ ton/ha y 100h: $0,49 \pm 7,182 \times 10^{-17}$ ton/ha).



La Figura 3 muestra las profundidades del lecho de combustible en los tres hábitats y sus recintos. En el hábitat de pinar-matorral, la mayor profundidad corresponde al recinto de híper densidad ($0,501 \pm 3,241e-17$ m), seguido del control ($0,288 \pm 4,583e-17$ m) y del de alta densidad ($0,142 \pm 4,583e-17$ m). En el matorral, las profundidades fueron $0,662 \pm 9,491e-17$ m en el recinto control, $0,65 \pm 1,342e-16$ m en alta densidad y $0,518 \pm 1,342e-16$ m en híper densidad. Por último, en el rebollar de Quintos de Mora, el recinto de alta densidad presentó la mayor profundidad ($0,481 \pm 2,556e-17$ m), seguido del de híper densidad ($0,363 \pm 2,556e-17$ m) y del control ($0,298 \pm 1,807e-17$ m).



4.2 Variables de salida

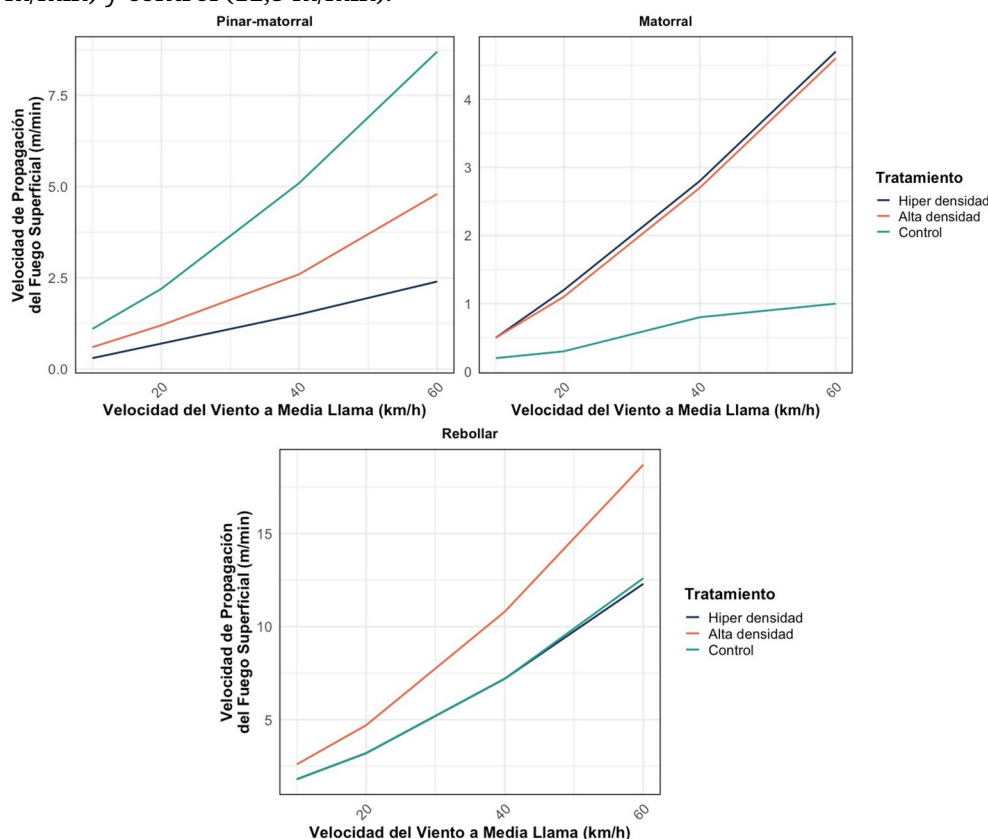
La información de salida proporcionada por BehavePlus® se centrará en el incendio superficial potencial en diferentes escenarios de humedad (D1L1, D2L2,

D3L3, D4L4), más concretamente en la velocidad de propagación superficial (SFRF, m/min), el calor por unidad de superficie (SFHUA, kJ/m²), la intensidad de la línea de fuego (SFI, KW/m) y la longitud de la llama (SFFL, m). A continuación, se presentan las curvas de modelización de las variables mencionadas, analizadas en los distintos tratamientos aplicados a cada hábitat en un sólo escenario de humedad: escenario de sequía o D1L1.

4.2.1 Velocidad de propagación del fuego superficial (SFRS)

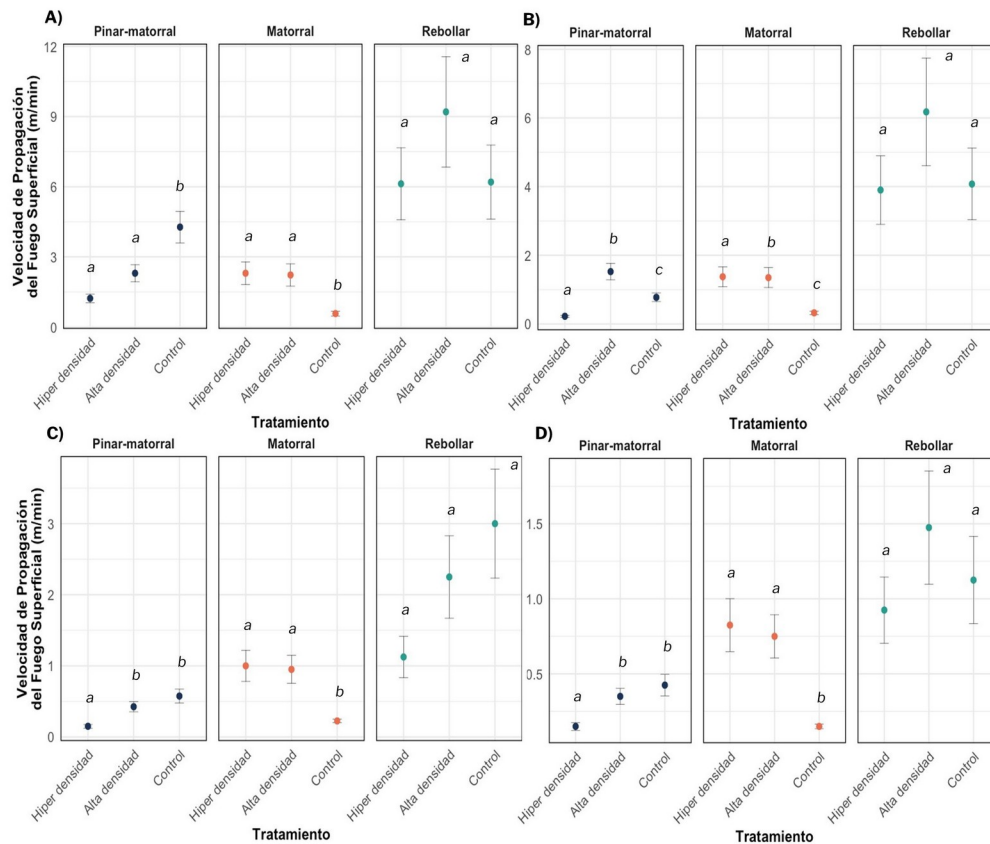
En la Figura 4 se representa cómo varía la velocidad de propagación de un incendio de superficie en los tres hábitats, con respecto a diferentes velocidades del viento, medidas en km/h, a una altura media de llama de 10 metros.

La Figura 4 muestra que en el hábitat de pinar-matorral, los incendios de superficie se propagarían más rápido sin ciervos (8,7 m/min), mientras que, en escenarios con ciervos, la velocidad es mayor en alta densidad (4,8 m/min) que en hiper densidad (2,4 m/min). En el hábitat de matorral los incendios serían más rápidos con ciervos, con velocidades similares en alta densidad (4,6 m/min) e hiper densidad (4,7 m/min), mientras que el recinto control sería el menos peligroso (1 m/min). Por último, destacar que el rebollar es el hábitat más peligroso, con la mayor propagación en alta densidad (18,7 m/min), seguido de hiper densidad (12,6 m/min) y control (12,3 m/min).



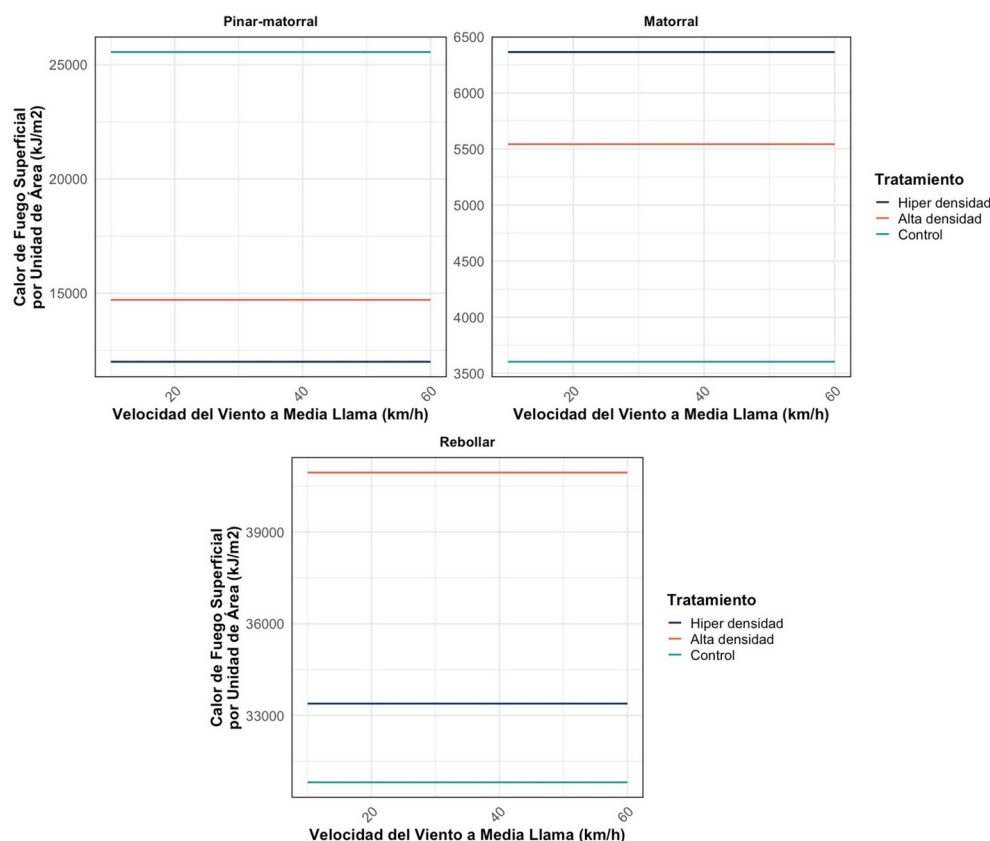
Como se observa en la Figura 5, los diferentes tratamientos difieren en las tasas de propagación dependiendo del hábitat en el que se encuentren. Respecto al hábitat de pinar-matorral de la Muela de Cortes, el escenario de sequía (D1L1) presenta los valores más altos en el recinto control con un promedio de $4,28 \pm 1,70$ m/min. Hablando del matorral de Quintos de Mora, los recintos para hiper densidad y alta densidad pasan a tener tasas de propagación significativamente mayores que el recinto control que mostró los valores más bajos ($0,58 \pm 0,19$ m/min).

Pasando al hábitat de rebollar, los valores más altos corresponden al recinto para alta densidad, pero no se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos. Estos resultados se mantienen para los distintos escenarios de humedad (Figura 5).



4.2.2 Calor de fuego superficial liberado por unidad de área (SFHUA)

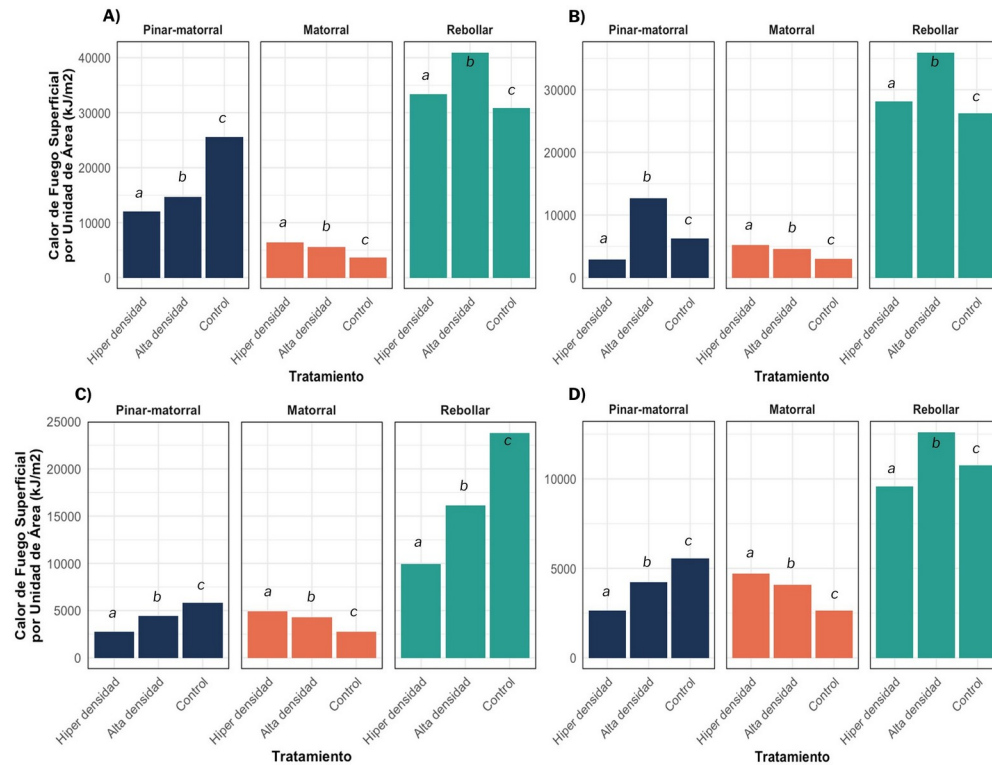
Se analizó el calor de fuego superficial liberado por unidad de área (kJ/m^2) según hábitat y tratamiento (Figura 6). Dado que esta variable no se ve condicionada por las velocidades de viento, cada recinto para cada hábitat y escenario de humedad presenta un único valor específico. Esto genera diferencias significativas entre tratamientos dentro de cada hábitat, comprobadas mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon.



La Figura 7 muestra que en un escenario de baja humedad (D2L2) en el hábitat de pinar-matorral, el mayor valor de calor liberado se da en el tratamiento de alta densidad (12.725 kJ/m²), seguido del recinto control (6.227 kJ/m²) y, por último, del recinto de hiper densidad (2.943 kJ/m²). En los demás escenarios de humedad, el recinto control presenta los valores más altos, superando significativamente a los recintos con presencia de ciervos.

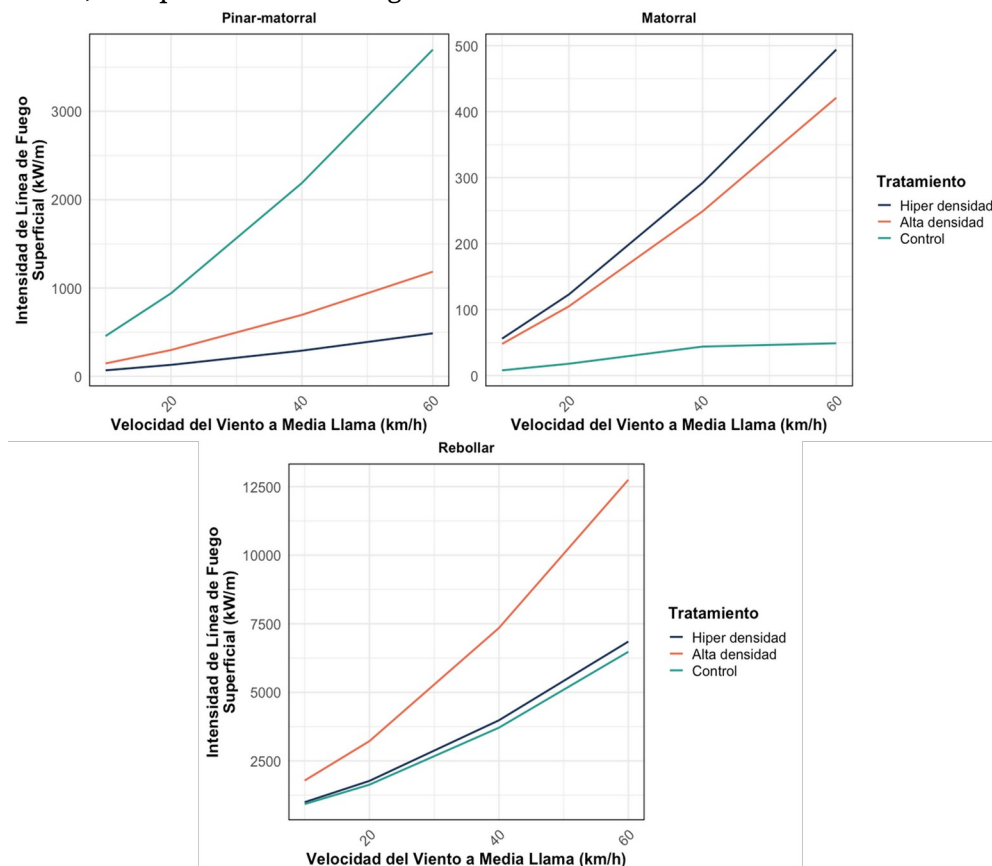
En el hábitat de matorral, el mayor calor liberado corresponde al recinto de hiper densidad (6.363 kJ/m²), seguido por el de alta densidad (5.542 kJ/m²) y, en último lugar, el recinto control (3.604 kJ/m²) en los diferentes escenarios de humedad.

En el bosque de Quintos de Mora, el recinto de alta densidad alcanza los valores más altos de calor en los escenarios seco: 40.940 kJ/m², medio-seco: 35.946 kJ/m² y húmedo: 12.612 kJ/m² (D1L1, D2L2 y D4L4), seguido por el recinto control y el de hiper densidad. En el escenario medio-húmedo (D3L3), el recinto control muestra los valores más altos: 23.814 kJ/m², seguido del de alta densidad: 16.153 kJ/m² y el de hiper densidad: 9.953 kJ/m².



4.2.3 Intensidad de la línea de fuego superficial (SFI)

La siguiente variable de salida es la intensidad de la línea de fuego superficial (KW/m) cuyos resultados, relativos a la velocidad del viento medida a 10 metros de altura, se representan en la Figura 8.



Los resultados muestran que las tendencias entre recintos respecto a los diferentes hábitats que se pueden observar en los gráficos de la variable velocidad de propagación (Figura 4) siguen el mismo orden también en este caso (Figura 8). En el pinar-matorral de Muela de Cortes, el recinto control presenta las mayores intensidades de línea de fuego, encontrando el valor más alto en 3.699 kW/m, seguido de los recintos de alta densidad (1.185 kW/m) e hiper densidad (487 kW/m); además, los tratamientos del hábitat de matorral de alta e hiper densidad presentan valores de SFI sensiblemente superiores a los del recinto control del mismo hábitat. Por último, en el hábitat de bosque los valores más altos los encontramos en el tratamiento de alta densidad (12.751 kW/m), superando a los tratamientos de hiper densidad y control, con valores muy similares (6.852 kW/m y 6.480 kW/m, respectivamente).

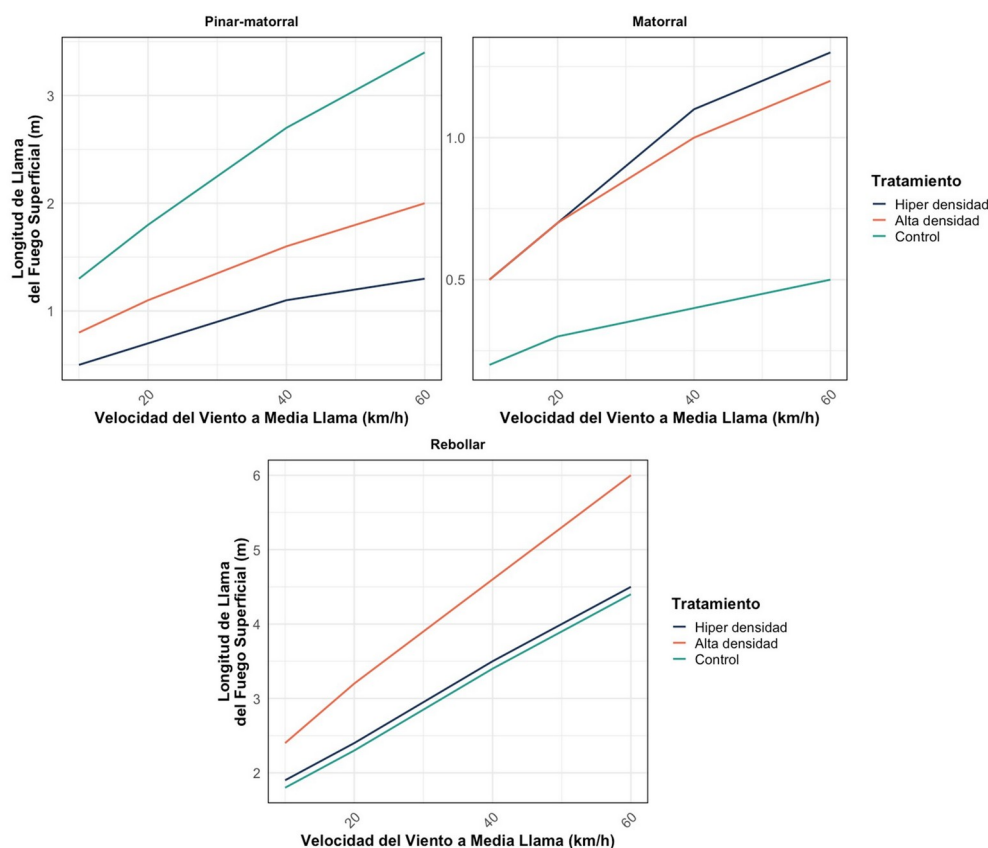


Los análisis no paramétricos mediante la prueba de Wilcoxon muestran diferencias significativas distintas para cada escenario de humedad (Figura 9), encontrando en el hábitat de matorral valores significativamente diferentes entre el tratamiento de hiper densidad y el recinto control en todos los escenarios menos en el D2L2, donde también se muestran diferentes los tratamientos de hiper densidad y alta densidad.

Por último, en el hábitat de rebollar no se encuentran diferencias significativas entre los tratamientos para los escenarios D1L1, D2L2 y D4L4, pero sí para el D3L3, que ha resultado en una $p < 0,05$ para hiper densidad y control.

4.2.4 Longitud de llama del fuego superficial (SFFL)

La longitud de llama (m) se representa en la Figura 10, mostrando cómo esta variable cambia a medida que lo hace la velocidad del viento.



La Figura 11 muestra que en el caso del pinar-matorral, las mayores longitudes de llama se darían en el recinto control, con valores de hasta 2,5 metros, frente a los recintos de hiper densidad y alta densidad en los escenarios de humedad D1L1, D3L3 y D4L4. En cuanto al escenario D2L2, el recinto de densidad alta presenta los valores más elevados (1,5 m), seguido del recinto control (0,8 m) en primer lugar y del recinto de hiper densidad (0,3 m) en último lugar.

En cuanto al matorral de Quintos de Mora, se encuentra el valor más bajo en el recinto control. Sin embargo, no existen diferencias significativas entre los tres recintos del hábitat de matorral de Quintos de Mora (Toledo) en ningún escenario de humedad.

El hábitat de rebollar se caracteriza por presentar los valores más altos de longitud de llama con respecto al resto de hábitats, siendo el escenario seco (D1L1) el que generaría las llamas más altas (2,8 m) en el recinto control. Contrariamente, el escenario medio-húmedo presentaría los valores más bajos de altura de llama con un valor medio de $0,8 \pm 0,16$ m en el tratamiento de hiper densidad (Figura 11).



5. Discusión

5.1 Diferencias en el comportamiento potencial del fuego entre los hábitats estudiados

Si comparamos las gráficas de las figuras 7 y 8, se puede observar que un fuego de superficie ocurrido en un hábitat de bosque (en cualquiera de los cercados) liberaría más calor por unidad de superficie que si ocurriera en un entorno de matorral o pinar-matorral mediterráneo, esto puede deberse a la mayor cantidad de carga de combustible y continuidad de esta. Mientras que en estos dos últimos hábitats el calor liberado por unidad de superficie sólo alcanza valores de alrededor de 25.000 kJ/m² en el escenario de baja humedad, en el hábitat de bosque el valor llega a superar los 40.000 kJ/m², en las mismas condiciones de humedad. Esto es consecuencia de la mayor biomasa disponible en los bosques que en los matorrales y pinares bajos (Figura 1) (GALIDAKI et al., 2017). Este hecho podría tener un impacto significativo en la vegetación, ya que un aumento de la SFHUA conlleva una mayor severidad del fuego en el suelo, lo que aumenta la probabilidad de una mayor erosión y reduce el potencial de regeneración a través del rebrote (SHAKESBY & DOERR, 2006; BENTO-GONÇALVES et al., 2012).

Además, si se analizan el resto de las variables de salida, se llega a la misma conclusión: en todos los escenarios de humedad analizados, un incendio de superficie tendría una tasa de propagación significativamente mayor (Figura 5), una mayor intensidad de la línea de fuego (Figura 9) y mayores longitudes de llama (Figura 11) en un hábitat arbolado como el de Quintos de Mora, que en un matorral o un pinar-matorral.

El mayor riesgo de incendio en el bosque de Quintos de Mora en comparación con Muela de Cortes puede estar relacionado con las diferencias en la productividad de la carga de combustible y la disponibilidad de agua. La presencia de roble melojo (*Quercus pyrenaica*) aumenta la carga de combustible a través de las hojas y ramas

caídas (Figura 2). Los hábitats boscosos con mayor humedad promueven una mayor productividad de la vegetación, lo que conlleva mayores cargas de combustible y riesgo de incendio (PAUSAS & BRADSTOCK, 2006; MOLINA et al., 2019).

5.2 Efecto del tratamiento para cada hábitat

El efecto de las diferentes densidades de ciervo rojo en los diferentes hábitats se puede explicar utilizando los resultados obtenidos previamente con el programa de modelización de incendios BehavePlus ® 6.0.0. El análisis se realiza por hábitat.

5.2.1 Pinar-matorral de Muela de Cortes

Los resultados indican que una población sobreabundante o hiper-densa de ciervos en este hábitat beneficia la prevención de grandes incendios forestales. En el recinto de hiper densidad, aunque hay más combustible muerto, biomasa y mayor profundidad del lecho que en el recinto control, los valores de propagación, altura de llama e intensidad de fuego son más bajos. Esto se debe a varios factores relacionados con la dinámica del fuego. Primero, la mayor acumulación de biomasa y combustible muerto retiene más humedad, especialmente en las capas profundas, lo que dificulta la ignición y ralentiza la combustión, reduciendo la propagación del fuego (PAUSAS & KEELEY, 2014). Además, la profundidad del lecho compacta los materiales, limitando el flujo de oxígeno y disminuyendo la eficiencia de la combustión, lo que reduce la intensidad de la llama y ralentiza el avance del fuego (SILVA et al., 2019). También, la abundancia de combustible grueso, retrasa la combustión, lo que restringe la propagación (SAVADOGO et al., 2007). En cambio, en el recinto control, los valores alcanzan los 5 metros por minuto de velocidad de propagación y 2 metros de longitud de llama en el escenario seco (D1L1), superando a cualquier otro recinto de este hábitat (Figuras 4 y 10). Los resultados muestran que, con menos biomasa y combustible muerto, la mayor conectividad del combustible permite que el fuego se propague más rápido, con llamas más altas e intensas debido a una combustión más continua (BACHELET et al., 2000; BLACKMORE & VITOUSEK, 2000), subrayando así la importancia de considerar la composición y estructura del combustible en la prevención del riesgo de incendios. Los datos también indican que la herbivoría por ramoneo disminuye la probabilidad de ignición, propagación e intensidad del fuego, como resultado de la alteración de la estructura horizontal y vertical de la vegetación (DUBLIN et al., 1990; DE LUIS et al., 2004; HOBBS, 2006; LOVREGLIO et al., 2014).

5.2.2. Matorral de Quintos de Mora

En el matorral de Quintos de Mora, se observaron diferencias significativas únicamente entre los recintos con presencia de ciervos bajo el escenario medio-seco (D2L2). No obstante, en el resto de los escenarios, dichas diferencias solo se detectaron en comparación con el recinto control. Esto sugiere que la presencia de ciervos genera una diferencia notable frente a un potencial incendio en comparación con un hábitat sin ciervos, independientemente de la densidad poblacional de estos animales.

La Figura 2 muestra cómo los tres tipos de carga de combustible presentan valores más altos a medida que aumenta la densidad de ciervos en el hábitat de matorral. Los resultados demuestran que cuanto mayor es la proporción de carga de combustible muerto (respecto a la biomasa total), mayor es la peligrosidad del incendio, respecto a las cuatro variables de salida estudiadas (SFRS, SFHUA, SFI y

SFFL). Confirmando así la bibliografía de autores como FERNÁNDEZ-ALONSO et al. (2017) y VEGA et al. (2022) que afirman que la carga de combustible es la característica de combustible más importante en términos de gestión, ya que suministra la energía necesaria para la ignición y propagación del fuego. El aumento de la proporción de combustible fino muerto/total debido al estrés producido por el ramoneo ya ha sido documentado tanto en experimentos con comunidades vegetales cercadas y no cercadas al ganado como a escala de planta individual (BLACKHALL et al., 2015; BLACKHALL et al., 2017). A pesar de ello, ORR et al. (2022) afirman que los efectos del pastoreo en el riesgo de ignición de incendios pueden verse reducidos debido a las condiciones climáticas: es decir, si un determinado año es más húmedo o fresco, la probabilidad de ignición no variaría significativamente, como ocurrió en 2020 en el área de estudio de este experimento, de un terreno pastoreado a uno no pastoreado. En otras palabras, el efecto que el pastoreo pueda tener en una determinada zona puede verse limitado por otros factores, independientemente de su intensidad.

5.2.3 Bosque de Quintos de Mora

El hábitat de rebollar sólo ha presentado diferencias significativas entre el cercado control y de hiper densidad en un único escenario de humedad, lo que podría encontrar explicación en la estructura de su vegetación; el hábitat consiste en una superficie limitada, de unas 2 hectáreas, dominada por un rodal de rebollo (*Quercus pyrenaica*) del que sus hojas caídas forman una capa de hojarasca de hasta 20 centímetros de altura. El sotobosque está basado en romero (*Rosmarinus officinalis*) y brezo (*Erica arborea*) principalmente, especies que o bien no son especialmente preferidas por los ciervos, en el caso del brezo, o bien no son preferidas en absoluto, en lo que respecta al romero (PEREA et al. 2014), debido a sus aceites esenciales (OH et al., 1968).

5.3 Implicaciones para la gestión

Los hábitats estudiados muestran diferencias en el riesgo de incendios según las densidades de ciervo rojo. A continuación, se presentan recomendaciones de gestión para reducir el riesgo en los incendios forestales.

5.3.1 Pinar-matorral de Muela de Cortes

El recinto control, sin presencia de ciervos, presenta los valores más altos de propagación e ignición, así como mayor altura de llama, en comparación con los recintos de alta densidad e hiper densidad de ciervos. Esto indica que la presencia de estos animales tiene un efecto positivo en la reducción del riesgo de incendios en este hábitat. A pesar de ello, se recomienda mantener densidades moderadas de ciervos (30-40 individuos/km²), ya que favorecen la reducción del riesgo de incendio sin comprometer la regeneración vegetal. La caza regulada sigue siendo la opción más eficiente y económica para gestionar las poblaciones (LEXER et al., 2005; HAGEN et al., 2018).

5.3.2 Matorral de Quintos de Mora

En el hábitat de matorral, el cercado control resulta ser el tratamiento menos peligroso. Altas densidades de ciervos degradan la cubierta arbustiva, aumentando el riesgo de incendio debido a la proliferación de especies herbáceas inflamables. Se recomienda mantener densidades sostenibles inferiores a 10 individuos/km² para permitir la regeneración del matorral (FERNÁNDEZ-ORTIZ, 2007). El vallado o el uso de repelentes son opciones viables para proteger áreas sensibles, complementadas con caza controlada para garantizar la sostenibilidad ecológica

(PEREA et al., 2014).

5.3.3 Bosque de Quintos de Mora

En el bosque, no se observan diferencias significativas entre tratamientos en incendios superficiales. Esto indica que la exclusión de ciervos mediante vallado no incrementa el riesgo de incendio. Sin embargo, la presencia de especies inflamables no consumidas y la acumulación de biomasa muerta pueden mantener el riesgo elevado (BLACKHALL, 2017; GÓMEZ-MUÑOZ, 2022). Aunque la cobertura arbustiva es homogénea, la presencia de helechos densos (*Pteridium aquilinum*) en áreas sin herbivoría podría aumentar la inflamabilidad. Por ello, se recomienda un control moderado de la población de ciervos para mantener el equilibrio ecológico sin comprometer la seguridad frente a incendios.

6. Conclusiones

Los resultados muestran diferencias en el comportamiento del fuego entre los tres hábitats estudiados. En el bosque de Quintos de Mora, la mayor carga de combustible y la humedad relativa contribuyen a una mayor liberación de calor, lo que incrementa la severidad del fuego y el riesgo de erosión del suelo, afectando la regeneración vegetal. En el matorral de Quintos de Mora, la presencia de ciervos altera la estructura de la vegetación, aumentando la cantidad de combustible muerto y elevando el riesgo de incendios, especialmente en condiciones de baja a media humedad. Sin embargo, las diferencias de riesgo entre los recintos con ciervos son más evidentes en escenarios de humedad media. En el pinar-matorral de Muela de Cortes, la hiper densidad de ciervos tiene un efecto positivo, ya que reduce la propagación, la intensidad y la velocidad del fuego, debido a la mayor acumulación de biomasa y combustible muerto que retiene humedad, limitando la ignición. Esto demuestra que en este hábitat, altas densidades de ciervos pueden ser beneficiosas para la prevención de grandes incendios.

En resumen, mientras que la hiper densidad de ciervos puede ser problemática en hábitats de matorral, en los pinares parece contribuir a la reducción del riesgo de incendios, lo que subraya la importancia de gestionar adecuadamente las poblaciones de ciervos en función del tipo de hábitat.

7. Agradecimientos

Agradecemos al personal de Quintos de Mora y Muela de Cortes por su autorización y apoyo en todo momento. Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades a través del proyecto coordinado INCREMENTO (RTI2018-094202-BC21 y RTI2018-094202-A-C22) y el proyecto RESTAURA (PID2023-150697OR-C22). Esta investigación fue financiada en parte por la subvención de referencia TED2021-129923B-I00 financiada por la AEI del Ministerio de Ciencia MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y, por el “European Union Next Generation EU/PRTR”.

8. Bibliografía

- BACHELET, D.; LENIHAN, J. M.; DALY, C. & NEILSON, R. P. 2000. Interactions between fire, grazing and climate change at Wind Cave National Park, SD. *Ecol. Model.*, 134(2–3), 229–244.
- BENTO-GONÇALVES, A.; VIEIRA, A.; ÚBEDA, X. & MARTIN, D. 2012. Fire and soil: Key concepts and recent advances. *Geoderma*, Volume 191. Pages 3-13. ISSN 0016-7061.
- BLACKHALL, M.; VEBLEN, T.T. & RAFFAELE, E. 2015 Recent fire and cattle herbivory enhance plant-level fuel flammability in shrublands. *J. Veg. Sci.*, 26, 123–

133.

BLACKHALL, M.; RAFFAELE, E.; PARITSIS, J.; TIRIBELLI, F.; MORALES, J. M.; KITZBERGER T.; GOWDA, J. H. & VEBLEN, T. T. 2017. Effects of biological legacies and herbivory on fuels and flammability traits: A long-term experimental study of alternative stable states. *J. Ecol.*, 105 (5), pp 1309-1332.

BLACKMORE, M. & VITOUSEK, P. M. 2000. Cattle grazing, forest loss, and fuel loading in a dry forest ecosystem at Pu'u Wa'aWa'a ranch, Hawai'i. *Biotropica*, 32 (4), 625-632.

BLONDEL, J. & ARONSON, J. 1999. Biology and Wildlife of the Mediterranean Region. Oxford University Press. Oxford.

CARPIO, A. J.; APOLLONIO, M. & ACEVEDO, P. 2021. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Rev.*, 51(1), 95-108.

CLAR, E. & AYUDA, M. A. 2023. Rural migration and agricultural modernization. An analysis of provincial Spain during its great rural exodus, 1960-1981. *Historia agraria: Revista de agricultura e historia rural*, 90, ISSN 1139-1472, pp 223-255.

DE LUIS, M.; BAEZA, M. J.; RAVENTOS, J. & GONZALEZ-HIDALGO, J. C. 2004. Fuel characteristics and fire behaviour in mature Mediterranean gorse shrublands. *Int. J. Wildland Fire*, 13, 79-87.

DUBLIN, H. T.; SINCLAIR, A. R.; & MCGLADE, J. 1990. Elephants and fire as causes of multiple stable states in the Serengeti-Mara woodlands. *J. Anim. Ecol.*, 1147-1164.

EHRlich, P.; & WALKER, B. 1998. Rivets and redundancy. *BioScience*, 48(5), 387-388.

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

FERNÁNDEZ-ORTIZ, J. J. 2007. Propuesta de plan de gestión de los mamíferos fitófagos en el Parque Nacional de Cabañeros. PFC. ETSI. Montes. UPM

FOX, J.; & WEISBERG, S. 2018. *An R companion to applied regression*. Sage publications.

GALIDAKI, G.; ZIANIS, D.; GITAS, I.; RADOGLU, K.; KARATHANASSI, V.; TSAKIRI-STRATI, M.; ... & MALLINIS, G. 2017. Vegetation biomass estimation with remote sensing: focus on forest and other wooded land over the Mediterranean ecosystem. *Int. J. Remote Sens.*, 38(7), 1940-1966.

GÓMEZ-MUÑOZ, A. 2022. Deer browsing affects the physiology and flammability of Mediterranean shrub species. Master thesis. Universitat Autònoma de Barcelona.

GONZÁLEZ, G. M., LEIVA, C. L., RUIZ-PEINADO, R., SENESPLEDA, E. L., ONRUBIA, R., & PASOLODOS, M. 2020. *Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica.

GORDON, I. J.; HESTER, A. J.; & FESTA-BIANCHET, M. 2004. The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *J. Appl. Ecol.* 41, 1021-1031

HAGEN, R.; HAYDN, A.; & SUCHANT, R. 2018. Estimating red deer (*Cervus elaphus*) population size in the Southern Black Forest: the role of hunting in population control. *Eur. J. Wildl. Res.*, 64, 42.



HOBBS, N. T. (2006). Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. In K. Danell, R. Bergström, P. Duncan, & J. Pastor (Eds.), *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation* (pp. 261–288). Cambridge University Press.

HRUBES, D.; AJZEN, I.; & DAIGLE, J. 2001. Predicting hunting intentions and behavior: an application of the theory of planned behavior. *Leisure Science* 23, 165–178

INCREMENTO Consortium. 2024. *Global assessment of increasing wild ungulate numbers on ecosystem integrity: Final report*. Ministerio de Ciencia e Innovación.

LEXER, W.; REIMOSER, F.; HACKL, J.; HECKL, F.; & FORSTNER, M. 2005. Criteria and Indicators of Sustainable Hunting - The Austrian Assessment Approach. *Wildlife Biology in Practice. Wildlife Biology in Practice*, 1(1), 51–66

LOVREGLIO, R.; MEDDOUR-SAHAR, O.; & LEONE, V. 2014. Goat grazing as a wildfire prevention tool: A basic review. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 7, 260–268.

MALO, J. E.; & SUÁREZ, F. 1996. New insights into pasture diversity: The consequences of seed dispersal in herbivore dung. *Biodivers. Lett.*, 3(2), 54–57.

MARTIN, J.; VOURC'H, G.; BONNOT, N. ET AL. 2018. Temporal shifts in landscape connectivity for an ecosystem engineer, the roe deer, across a multiple-use landscape. *Landsc. Ecol.*, 33, 937–954.

MARTÍNEZ-JAUREGUI, M.; RODRIGUEZ-VIGAL, C.; JONES, O. R.; COULSON, T.; & MIGUEL, A. S. 2005. Different hunting strategies select for different weights in red deer. *Biol. Lett.*, 1(3), 353–356.

MELIS, C.; BUSET, A.; AARRESTAD, P. A.; & others. 2006. Impact of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) and composition of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblage. *Biodivers. Conserv.*, 15, 2049–2059

MILNER, J. M.; BONENFANT, C.; MYSTERUD, A.; GAILLARD, J. M.; CSA 'NYI, S.; & STENSETH, N. C. 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *J. Appl. Ecol.*, 43, 721–734

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (s.f.). *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Ovis musimon (Pallas, 1972). OVIMUS/EEI/MA008*.

MOLINA, J. R.; GONZÁLEZ-CABÁN, A.; & RODRÍGUEZ Y SILVA, F. 2019. Potential Effects of Climate Change on Fire Behavior, Economic Susceptibility and Suppression Costs in Mediterranean Ecosystems: Córdoba Province, Spain. *Forests*; 10(8), 679.

NADER, G.; HENKIN, Z.; SMITH, E.; INGRAM, R.; & NARVAEZ, N. 2007. Planned herbivory in the management of wildfire fuels. *Rangelands*, 29, 18–24.

PELÁEZ, M.; SAN MIGUEL, A.; RODRÍGUEZ-VIGAL, C.; MORENO-GÓMEZ, Á.; GARCÍA DEL RINCÓN, A.; & PEREA GARCÍA-CALVO, R. 2022. Using retrospective life tables to assess the effect of extreme climatic conditions on ungulate demography. *Ecology and Evolution*, 12(1), e8218.

PELÁEZ, M.; SAN MIGUEL, A.; RODRÍGUEZ-VIGAL, C.; & PEREA, R. 2017. Climate, female traits and population features as drivers of breeding timing in Mediterranean red deer populations. *Integr. Zool.*, 12(5), 396–408.

OH, H. K.; JONES, M. B. & LONGHURST, W. M. 1968. Comparison of rumen microbial inhibition resulting from various essential oils isolated from relatively



unpalatable plant species. *Appl. Microbiol.*, 16(1), 39-44.

ORR, D. A.; BATES, J. D.; & DAVIES, K. W. 2020. Grazing intensity effects on fire ignition risk and spread in sagebrush steppe. U.S. Department of Agriculture–Agricultural Research Service, Eastern Oregon Agricultural Research Center.

ROONEY, T. P. 2009. High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecol.* 202: 103–111.

SAN MIGUEL, A.; PEREA GARCÍA-CALVO, R.; & FERNÁNDEZ-OLALLA, M. 2010. Wild Ungulates vs. Extensive Livestock. Looking Back to Face the Future. *Options Méditerranéennes*, 92: 27-34.

SAN MIGUEL, A.; RODRÍGUEZ-VIGAL, C.; & PEREA GARCÍA-CALVO, R. 2011. Los Quintos de Mora. Gestión integral del Monte Mediterráneo. O. A. Parques Nacionales. Universidad Politécnica de Madrid.

SAVADOGO, P.; ZIDA, D.; SAWADOGO, L.; TIVEAU, D.; TIGABU, M.; & ODÉN, P. C. 2007. Fuel and fire characteristics in savanna woodland of West Africa in relation to grazing and dominant grass type. *Int. J. Wildland Fire*, 16(5), 531–539.

SCOTT, J. H. 2005. *Standard fire behavior fuel models: A comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model* (General Technical Report RMRS-GTR-153). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

SEGER, K. D.; SOUSA-LIMA, R.; SCHMITTER-SOTO, J. J.; & URBAN JR, E. R. 2021. Before-After Control-Impact (BACI) Studies in the ocean. *Front. Mar. Sci.*, 8, 787959.

SHAKESBY, R. A.; & DOERR, S. H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Sci. Rev.*, 74, 3–4. Pp 269-307. ISSN 0012-8252.

SHEN, Y.; SWEENEY, L.; LIU, M.; LOPEZ SAEZ, J. A.; PÉREZ-DÍAZ, S.; LUELMO-LAUTENSCHLAEGER, R.; GIL-ROMERA, G.; HOEFER, D.; JIMÉNEZ-MORENO G.; SCHNEIDER, H.; PRENTICE, C.; & HARRISON, S. P. 2021. Reconstructing burnt area during the Holocene: an Iberian case study. *Clim. Past.*, 18(5), 1189-1201.

SIKKINK, P.G.; LUTES, D.C. & KEANE, R.E. 2009. Field guide for identifying fuel loading models (General Technical Report No. 225). Fort Collins, CO, USA: US Department of Agriculture, US Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

STROMAYER, K. A. K.; & WARREN, R. J. 1997. Are overabundant deer herds in the eastern United States creating alternate stable states in forest plant communities? *Wildl. Soc. Bull.*, 25, 227–234.

TSAHAR, E.; IZHAKI, I.; LEV-YADUN, S.; & BAR-OZ, G. 2009. Distribution and extinction of ungulates during the Holocene of the Southern Levant. *PLoS ONE*, 4(4), e5316.

ÚBEDA, X.; FARGUELL, J.; & MATAIX-SOLERA, J. 2021. Grandes incendios forestales en España y alteraciones de su régimen en las últimas décadas. *Geografía, Riscos e Proteção Civil. Homenagem ao Professor doutor Luciano Lourenço*, 2.

WHITE, M. A. 2012. Long-term effects of deer browsing: Composition, structure and productivity in a northeastern Minnesota old-growth forest. *For. Ecol. Manag.*, 269, 222–228.