



# EFECTOS DEL FUEGO PRESCRITO EN LA ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD VEGETAL DE MATORRALES DE GALICIA



**Cristina Fernández**  
Centro de Investigación  
Forestal de Lourizán



# **EFECTOS DEL FUEGO PRESCRITO EN LA ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD VEGETAL DE MATORRALES DE GALICIA**

**Cristina Fernández**

Centro de Investigación  
Forestal de Lourizán

D.L. PO 71-2024

ISBN: 978-84-09-58710-0

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Española de Investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación a través del proyecto ENFIRES-NW, PID2020-116494RR-C42.



## Introducción

El uso del fuego prescrito juega un papel relevante a escala global en la protección y mejora de una serie de servicios ecosistémicos incluyendo el mantenimiento de ecosistemas dependientes del fuego y su biodiversidad asociada (Fernandes et al. 2013). El fuego prescrito es también una herramienta gran importancia en la gestión del riesgo de incendios forestales para reducción del combustible forestal (Vega et al., 2001; Fernandes y Botelho 2003; van Mantgem et al. 2016). En esencia, la aplicación del fuego prescrito persigue la limitación de las probabilidades de propagación de un incendio potencial sobre un territorio y la mitigación de su severidad.

Esto es especialmente crítico en las comunidades de matorral de Galicia que representan el 64% de la superficie anual quemada en los últimos diez años (PLADIGA 2023). Estos complejos de combustible presentan habitualmente una fuerte carga de biomasa con preponderancia de partículas de diámetro menor de 6 mm. Los valores superiores a las 25 o 30 t/ha en disposiciones con una densidad aparente relativamente pequeña son habituales. El problema se agrava porque muchas veces se trata de formaciones senescentes con una considerable proporción de su biomasa seca (Vega et al., 2022; Vega et al., 2024). Los tratamientos de fuego prescrito en estas comunidades de matorral persiguen disminuir la cantidad de combustible fino y su continuidad horizontal y vertical, pero limitando la pérdida de nutrientes por volatilización y erosión.

Se pretende, por tanto, crear zonas de reducción de combustible que interrumpan la continuidad de grandes áreas de matorral, eliminar la mayor parte de los componentes finos del combustible en pie, dificultar la propagación de un posible incendio y crear un mosaico de diversidad dentro de zonas muy homogéneas, coetáneas y poco acogedoras como alimento y hábitat animal (Vega et al., 2001).

La estrategia de gestión de los incendios forestales en EE.UU. y en otros países ha pasado gradualmente de la supresión total de todos los incendios forestales al reconocimiento del papel del fuego como un proceso ecológico esencial con beneficios potenciales para los recursos naturales en las condiciones adecuadas (Hiers et al., 2020). En el Sur de Europa, la adopción del uso del fuego prescrito ha sido lenta y desigual, y su desarrollo se ve limitado por factores culturales y socioeconómicos, así como por

factores específicos relacionados con la demografía, el uso del suelo y la estructura del paisaje. Una gestión sostenible de los incendios forestales requiere ampliar la capacidad de los gestores del territorio para utilizar quemas prescritas y una respuesta diferente frente a los incendios de baja severidad.

Sin embargo, no hay que olvidar que el uso del fuego como herramienta de gestión y para la conservación de la biodiversidad debe hacerse basado en conocimientos científico-técnicos de ecología del fuego. Se necesita un alto grado de tecnificación para que el fuego produzca los efectos deseados y también sería deseable una monitorización de esos efectos a corto y largo plazo dentro de una filosofía de manejo adaptativo que permita ir mejorando la gestión futura de esos espacios naturales.

En esa línea se presentan los resultados de la monitorización realizada por el Centro de Investigación Forestal de Lourizán en dos áreas de Galicia donde el SPIF de la Xunta de Galicia llevó a cabo quemas prescritas al final del invierno de 2021 y 2022. Este trabajo está estructurado en tres partes:

- A) Concepto de régimen de fuego. Respuesta de las especies de matorral al fuego.
- B) Revisión uso del fuego prescrito como herramienta de gestión del hábitat.
- C) Variables para la monitorización de las quemas prescritas. Resultados de las quemas efectuadas en el monte Vaqueriza (Lugo) y Farelo (Pontevedra).

## Concepto de régimen de fuego. Respuesta de las especies de matorral al fuego.

### *Régimen de fuego*

El término “*régimen de fuego*” es un concepto importante para profundizar en nuestro conocimiento sobre el papel jugado por el fuego en los ecosistemas y evaluar sus efectos y las posibilidades de su uso en la gestión de la vegetación (Krebs et al., 2010). El concepto de régimen de fuego se originó en los primeros 60 a partir de la necesidad de los ecólogos y de los gestores del territorio de unificar los conceptos de todas las características relevantes de la ocurrencia de fuego (frecuencia, tamaño, época, tipo e intensidad) en un área o ecosistema determinados en un período de tiempo determinado (Gill, 1977; Christensen et al., 1981). La idea de que el fuego era un factor básico en la evaluación y mantenimiento de ciertos ecosistemas fue ampliamente aceptada en los Estados Unidos y utilizada para definir las estrategias de conservación en muchos Parques Nacionales (Pyne et al., 1996). En Europa, la discusión sobre el papel ecológico del fuego ha sido menos intensa, en parte porque la mayoría de las

formaciones vegetales han estado sometidas a una fuerte presión antropogénica y no es posible identificar el régimen “*natural*” de fuegos (Pausas et al., 2008). Lo cierto es que en todo el mundo los científicos y gestores están incorporando el papel ecológico del fuego y en la necesidad de entender las dinámicas pasadas y la relación entre fuego y gestión de los ecosistemas para preservar y gestionar en la actualidad su biodiversidad y funcionalidad (Swetman et al., 1999; Bergeron et al., 2002).

A pesar de que es sabido que el fuego ha sido uno de los factores evolutivos más importantes de la vegetación (Pausas y Keeley, 2009), el uso del fuego como herramienta para la conservación sigue siendo controvertida. En toda Europa existe un uso ancestral del fuego que puede variar en función del objetivo y las condiciones climáticas (Lázaro, 2010). En la región Mediterránea el uso del fuego para generar pastos se ha producido a lo largo de la historia hasta nuestros días y es uno de los factores antropogénicos más importantes al condicionar la diversidad genética y ecológica de los paisajes del mediterráneo (Naveh, 1975). Asimismo, muchas de las especies vegetales habituales en los matorrales gallegos tienen rasgos de adaptación al fuego como la capacidad de rebrote o la estimulación térmica de la germinación (Reyes y Casal, 2008).

Como señalan Pausas y Keeley (2009), el reto consiste en manejar los regímenes de fuego para atender a las demandas presentes y futuras de gestión de los ecosistemas.

### Respuesta de las especies de matorral al fuego

Las comunidades de matorral en Galicia están formadas por especies caracterizadas por dos tipos de respuesta a la perturbación, rebrotadoras y no-rebrotadoras (Reyes y Casal, 2008). En las comunidades de matorral, el rebrote y la germinación coexisten y es frecuente encontrar especies que usan los dos mecanismos. El uso de uno u otro determina la velocidad a la que se recuperan los niveles pre-perturbación. De las plantas que comparten ambas estrategias, *Ulex europaeus*, *Ulex gallii*, *Ulex minor*, *Erica australis* y *Pterospartum tridentatum* se reproducen básicamente por rebrote después del fuego mientras que las especies del género *Cytisus*, *Ulex micranthus* o *Erica umbellata* lo hacen básicamente por semilla. Además, dentro de las especies germinadoras, muchas de ellas ven estimulada su germinación



con el aumento de temperatura (Paula y Pausas, 2008) como las especies de la Familia Cistaceae (*Cistus* sp. o *Halimium* sp.). Si la ejecución de la quema se hace con los adecuados niveles de humedad en el estrato de hojarasca + mantillo y suelo es improbable que se alcancen temperaturas que afecten al banco de semillas edáfico (Fernández et al., 2013 a y b).

En general, las plantas no-rebrotadoras muestran una mayor tolerancia al calor, y mayor probabilidad de estimulación, mientras que las rebrotadoras, generalmente producen menor número de semillas (Paula y Pausas, 2008), básicamente porque sacrifican una parte del crecimiento y de la reproducción sexual al almacenamiento de recursos en el órgano de brotación (Cruz et al., 2002).



Figura 1. Brotes de *Erica australis* seis meses después del fuego.



Figura 2. Plántula de *E. umbellata* dos años después del fuego.



Figura 3. Brotes de *Pterospartum tridentatum* (carqueixa) tres meses después del fuego.



Figura 4. Brotes de *Ulex europaeus* un mes después del fuego.



Figura 5. Plántulas de *Ulex micranthus* seis meses después del fuego.



Figura 6. *Halimium lasianthum* spp. alyssoides regenerado después del fuego a partir de rebrote (izquierda) o semilla (derecha)

Los estudios realizados en Galicia sobre la dinámica de las comunidades de matorral después de fuegos prescritos han mostrado que la composición específica años después de la ejecución de las quemas es muy similar a la original, aunque la pauta de recuperación varía dependiendo de cuál sea la especie dominante antes del fuego. En general, la recuperación de la cobertura de leñosas es muy rápida en las comunidades vegetales dominadas por rebrotadoras con una recuperación generalmente más rápida de las leguminosas en comparación con las ericáceas. Se resume a continuación algunos de los resultados obtenidos.

En matorrales dominados por *Ulex europaeus* característicos del área influenciada por el clima oceánico en Galicia, se ha observado que el tojo recupera su cobertura rápidamente, particularmente durante el primer año post-fuego mientras que las Ericáceas presentes en el complejo de matorral se recuperan más lentamente, aunque alcanzan los niveles pre-fuego tres años después (Casal et al., 1990; Pereiras y

Casal, 2002). Esta dinámica se ha observado incluso después de incendios de alta severidad con una rápida recuperación de la cobertura y la biomasa (Fernández et al., 2019; Fernández, 2021; Fernández, 2023).

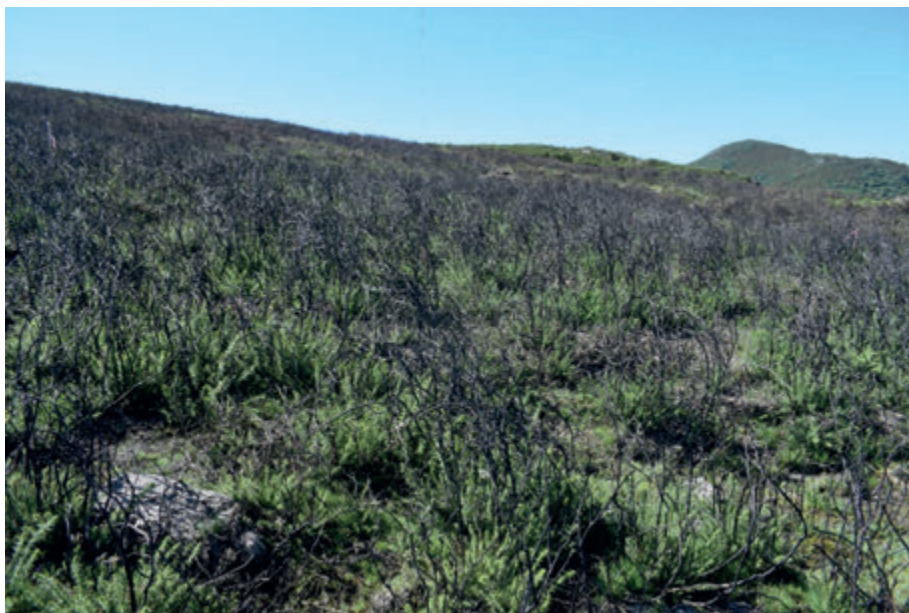


Figura 7. Regeneración de *U. europaeus* 6 meses después de fuego prescrito.

En brezales secos europeos de *E. australis* en el Macizo central Ourense, Fernández et al. (2015) observaron que la cobertura de la vegetación había alcanzado sus valores iniciales cuatro años después de quema prescrita sin que se apreciaran cambios en la composición de especies.



Figura 8. Brezal de *E. australis* en la Sierra de Edreiras (Ourense) un año después de quemar.

Una recuperación aún más rápida de la cobertura fue observada por Muñoz et al. (2010) después de fuegos prescritos en brezales húmedos de *Erica tetralix* y *Erica ciliaris* (especies rebrotadoras) en la provincia de A Coruña y en el interior de Pontevedra.

En el caso de los brezales dominados por *Erica umbellata* (especie no rebrotadora), con presencia de *Calluna vulgaris*, *Pterospartum tridentatum*, *Ulex gallii* y *Halimium lasianthum* ssp. *alyssoides* (todas ellas especies con capacidad de rebrotar) se observó un aumento de la cobertura de especies rebrotadoras acompañantes y un descenso de la cobertura *Erica umbellata* durante los tres años siguientes a la ejecución de una quema prescrita (Fernández y Vega, 2014). Esto se debió a que el fuego no eliminó de forma suficiente el espesor de cubierta orgánica que permitiera la emergencia de las semillas en este brezal en estado senescente después de casi veinte años sin arder. Sin embargo, la repetición de la quema a los tres años de la primera o la ocurrencia de un incendio de alta severidad favoreció la emergencia de *E. umbellata*, sugiriendo que el fuego es necesario para la gestión de estos brezales (Fernández y Vega, 2014, 2016a).





Figura 9. Dominio de rebrotadoras dos años después de la quema prescrita en brezales de *E. umbellata*





Figura 10. Dominio de *E. umbellata* dos años después de un fuego de alta severidad.

En conclusión, las quemas prescritas no producen grandes cambios en las comunidades de matorral, especialmente si están dominadas por especies rebrotadoras, volviendo en la mayor parte de los casos a su estado inicial. Los posibles efectos negativos del fuego pueden minimizarse con una adecuada planificación que tenga en cuenta la época en la que se va a ejecutar la quema y la adecuada frecuencia de quema. Por tanto, en la planificación debería considerarse las especies involucradas, sus estrategias regenerativas, sus necesidades ambientales y el régimen de fuego al que han estado sometidas.



## Uso del fuego prescrito para el manejo del hábitat

Existen multitud de ejemplos del uso del fuego prescrito como herramienta de gestión de hábitats en diferentes partes del mundo como Australia (Russell-Smith et al., 2013), Sudáfrica (van Wilgen, 2013) o los Estados Unidos (Brockway et al., 2002; Twidwell et al., 2013). En estos ecosistemas, la ausencia de fuego provoca cambios en la estructura y diversidad de la vegetación promoviendo la instalación de especies menos tolerantes. En Estados Unidos existe un programa nacional sobre los efectos del manejo de la vegetación para intentar emular el régimen natural de perturbaciones, utilizando fuego prescrito y otros tratamientos “mecánicos” como alternativas en diferentes componentes de diferentes ecosistemas (Mc Iver et al., 2012). La monitorización efectuada indica que para la mayoría de las variables estudiadas en relación a la diversidad vegetal es el uso del fuego el que arroja los resultados más positivos y debe de mantenerse siempre que sea posible (Mc Iver et al, 2013). Además estos programas cuentan con el apoyo activo de asociaciones ecologistas como The

Nature Conservancy ([www.nature.org](http://www.nature.org)) que también promueve el uso del fuego prescrito como una herramienta para la gestión de los ecosistemas. De igual manera, en una revisión bibliográfica del uso del fuego prescrito en Australia, Oliveras y Bell (2008) no encontraron ni un solo estudio que cuestionase su uso como una herramienta de gestión del territorio.

En Europa también existen ejemplos del uso del fuego como herramienta de gestión del hábitat (Bruce y Goldammer, 2004; Lázaro, 2010). Los brezales de *Calluna vulgaris* de Escocia son el ejemplo más paradigmático en Europa del uso del fuego para la conservación y manejo de hábitats (Gimingham et al., 1979; Hobbs y Gimingham, 1987; Webb, 1990; Hester y Sydes, 1992; Davies et al., 2008; Newton et al., 2009; Allen et al., 2016). Desde los años 60, se han llevado a cabo multitud de trabajos sobre la ecología de la especie y cómo el fuego afecta a su capacidad de rebrote y al banco de semillas (p. ej. Gimingham 1972; Hobbs y Gimingham, 1984a y b; Hobbs et al., 1984; Legg et al., 1992; Coton y Hale, 1994) lo que a su vez ayuda a desarrollar prescripciones de fuego. Por ejemplo, un largo intervalo entre fuegos lleva a una acumulación de combustible que puede originar un calentamiento del suelo mayor que el que tendría lugar cuando la frecuencia de fuegos es menor y en consecuencia afectaría de manera más negativa al banco de semillas del suelo. Además, la capacidad de reproducción vegetativa de la especie desaparece con la edad, lo que dificulta su regeneración. Los métodos tradicionales de quema se usan de manera extensiva para la mejora del hábitat de *Lagopus lagopus scoticus*, de gran importancia económica por su interés cinegético, asociado al manejo de *Calluna vulgaris*. Para ese fin, las quemadas se llevan a cabo en tiras que vayan originando un hábitat en mosaico idóneo para esa especie. Cuando el objetivo es proporcionar alimento al ganado o ungulados salvajes las quemadas se llevan a cabo de una forma más heterogénea (Thompson et al., 1995). También Alday et al. (2013) mostraron que es la quema el tratamiento más eficaz para reducir la invasión de *P. aquilinum* en los brezales de *Calluna vulgaris*.

Grant et al. (2012) y Glaves et al. (2013) resumieron los principales efectos de las quemadas realizadas en los brezales de Escocia en los distintos componentes del ecosistema, tratando de reflejar la complejidad en la gestión de estos ecosistemas.

Mientras que el uso del fuego estimuló la regeneración de *Calluna*, el efecto sobre los invertebrados fue imperceptible al ser especies de alta movilidad (Gardner y Usher, 1989). Además de para *L. lagopus*, la apertura de espacios con la quema resultó beneficiosa para especies de como *Pluvialis apricaria* y *Alarda arvensis* (Pearce-Higging y Grant, 2006).

Las cuestiones más controvertidas relacionadas con la quema en estos ecosistemas están surgiendo en relación su impacto en el ciclo hidrológico, conservación de carbono y erosión (Harper et al., 2018) aunque los estudios existentes no son concluyentes. Es más, los resultados obtenidos en otros lugares, entre ellos en Galicia, muestran que sólo cuando se produce calentamiento del suelo durante la quema y se ha eliminado una porción significativa de la cubierta orgánica del suelo, las propiedades físicas del suelo se ven alteradas y se incrementa el riesgo de erosión (Vega et al., 2005; Fernández et al., 2008, 2012; Cawson et al., 2013). No es el uso del fuego sino su adecuada prescripción el responsable de sus posibles efectos adversos.

En Escocia también se llevan a cabo quemas bajo *P. sylvestris* para el rejuvenecimiento del arándano (*V. myrtillus*) de cuya alimentación depende el urogallo. Hancock et al. (2011) midieron los efectos del fuego prescrito y roza durante siete años siguientes su ejecución en áreas de *P. sylvestris* en el Reino Unido sobre la vegetación del sotobosque, artrópodos y presencia de urogallo. Ellos encontraron que los dos tratamientos tuvieron efectos positivos sobre los parámetros analizados en comparación con las áreas no tratadas.

En Noruega también es habitual el uso del fuego para la conservación de brezales de *Calluna vulgaris*, unos ecosistemas singulares por ser a la vez paisajes costeros. Las características de la especie difieren de las de otras zonas de Europa con muchas limitaciones para el rebrote (Nilsen et al., 2005; Velle et al., 2012) pero conservando la estimulación de la germinación por humo y calor (Maren et al., 2010). El uso del fuego prescrito está integrado como herramienta de conservación de la especie y se van quemando superficies cada año en coordinación con los propietarios del territorio. También en Holanda y Dinamarca se han desarrollado programas de quemas para la conservación de brezales dunares, especialmente para la conservación de determinadas

especies que viven en ellos como *Arnica montana*, *Tetrao tetrix* y algunos insectos que dependen de ellas (Bruce y Goldammer, 2004; Goldammer et al., 2007).

En Alemania, aunque no de manera extensiva, también se ha utilizado el fuego prescrito como herramienta modeladora del paisaje en zonas donde las prácticas agrícolas tradicionales han desaparecido (Mause et al., 2010). El fuego también se ha revelado como el mejor método para evitar la degradación de los ecosistemas por un incremento de las deposiciones de N atmosférico (Mohamed et al., 2007; Niemeyer et al., 2005, 2007). Por su parte, Härdtle et al. (2006) muestran que la quema prescrita es el método más apropiado para mantener los niveles de P en el suelo.

En Italia, la degradación de los brezales se debe a la invasión de especies arbóreas como *Betula pendula* y *Populus tremula* y su conservación está asociada al uso del fuego en combinación con otros tratamientos como el pastoreo (Ascoli et al., 2013; Borghesio, 2014).

En Francia se está usando el fuego prescrito para mejorar el hábitat de especies tan importantes como el *Aguila fasciata* en el Petit Luberon Natural Park y muflón en el macizo de Caroux (Lázaro, 2010) aunque ya existía un ejemplo de gestión y organización de quemas prescritas de muchos años en los Pirineos orientales para la correcta aplicación de las quemas con fines pastorales (Lambert, 2010).

También hay ejemplos en España de mejora del hábitat usando quemas prescritas. En los Pirineos, Pons et al. (2003) encontraron un incremento de la avifauna de pastizales asociado al uso de fuego prescrito. La ejecución de quemas prescritas en el Parque Nacional de Doñana tuvo un efecto positivo en las poblaciones de conejos, una especie clave para la conservación de más de 30 especies (Moreno y Villafuente, 1995; Moreno y Rouco, 2013). También Madrigal et al. (2022) encontraron un efecto positivo sobre la diversidad vegetal y el censo de conejos durante los dos años siguientes a la ejecución de quemas prescritas realizadas en el P.N. de Doñana en 2020. Sin embargo, no fueron tan positivas para las poblaciones de micromamíferos y no tuvieron una respuesta clara en las poblaciones de quirópteros.

Podemos concluir entonces que el fuego es un factor clave en la existencia de muchas comunidades de matorral y su uso como herramienta selvícola es efectiva para

su conservación (Schwilk et al., 1997; Davies et al., 2008; Harris et al., 2011). Varios estudios han mostrado que la exclusión del fuego resulta una política errónea en la conservación de algunas comunidades de brezal. Por ejemplo, en el parque natural del Montseny, la prohibición del uso del fuego ha resultado en un cambio en la vegetación dominada por *Calluna vulgaris*, bien hacia un bosque Mediterráneo o sufriendo una invasión de helecho (Bartolomé et al., 2005). El pastoreo como única medida de conservación de los brezales en Holanda ha llevado a una transición de la vegetación hacia otro tipo de comunidad dominada por especies arbóreas (Bokdam y Gleichman, 2000). Además, el uso en exceso del ganado también puede comprometer la conservación de los brezales al hacerlos evolucionar hacia pastizales. (Tubbs, 1974; Davies y Bodart, 2015). En Suecia, la eliminación del fuego como herramienta selvícola ha llevado al borde la extinción a varias especies asociadas a ecosistemas adaptados como algunas especies del género *Dendrocarpus* (Bruce y Goldammer, 2004).

Además, la creación de mosaicos de vegetación de diferentes edades mediante el uso del fuego prescrito crea una mayor diversidad en el paisaje que ayuda y fortalece al ecosistema ante las amenazas del cambio climático (Fernandes et al., 2013; Vandvik et al., 2014).

## Monitorización de quemas realizadas por el SPIF de Galicia

### Sitios de estudio

La monitorización de las quemas se realizó en dos zonas: Vaqueriza en Chantada (Lugo) y Monte Farelo en A Golada (Pontevedra) dentro de la programación de quemas del SPIF dentro del protocolo de ejecución de quemas prescritas que figura en el Plan de Plan de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia (PLADIGA).

En Chantada (42°8'02"N – 7°26'17"O; 1330 m sobre el nivel del mar) se monitorizaron dos parcelas de quema con superficie entre 1 y 2 ha. En una de ellas, la especie dominante era *Erica australis* L. acompañada de otras especies leñosas mientras que en la otra había una mezcla de diferentes especies de brezo (*Erica australis* y *Erica cinerea* sobre todo) y tojo (*Ulex europaeus* y *Ulex gallii*). En la primera el matorral era muy denso y senescente y en la segunda se había realizado un desbroce mecánico con una desbrozadora de martillos en la primavera de 2018.

El clima es mediterráneo subhúmedo, con una precipitación media anual de 1000 mm. La temperatura media anual es de 13 °C. Los suelos son Regosoles alumi-úmbricos. La pendiente oscila entre el 0 – 40%.

El área del monte Farelo (43°13'14"N – 4°12'57"O; 500 m sobre el nivel del mar) correspondía a una comunidad de tojal. La especie dominante es *Ulex europaeus* L., acompañada de otras especies leñosas. El clima es mediterráneo subhúmedo, con una precipitación media anual de 1300 mm. La temperatura media anual es de 13°C. Los suelos son Regosoles alumi-úmbricos. La pendiente oscila entre el 20 – 30%.

En cada una de las áreas destinadas a quema, se marcaron una serie de transectos fijos (entre 3 y 6 y de al menos 50 m de longitud) situados dependiendo de las características de la zona a quemar. En ellos, se realizó un muestreo sistemático de vegetación antes y después de las quemas prescritas y se efectuó el registro del régimen térmico durante las quemas.

## **Análisis de los cambios en la vegetación**

En el interior de cada uno de los transectos marcados, se midió la cobertura lineal por especie vegetal (Canfield, 1941) y altura de cada especie. Esas medidas se llevaron a cabo antes, inmediatamente después, un año y dos años y medio después del fuego en las quemas de Vaqueriza y antes, inmediatamente después y un año y medio después del fuego en la quema de Farelo.

A partir de esos datos se obtuvieron los siguientes parámetros:

- Cobertura de la vegetación por especie y cobertura total
- Porcentaje de suelo desnudo.
- Altura de la vegetación ponderada por su cobertura
- Índice de diversidad de Shannon-Wiener (Magurran, 1988).
- Riqueza de especies.
- Índice de equitatividad de Pielou (Magurran, 1988) que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada.



Figura 11. Transecto para la medición de la cobertura lineal y altura de la vegetación

### *Inventarios de combustible*

Las características de combustibilidad de las formaciones vegetales a quemar son decisivas ya que el comportamiento del fuego y sus efectos van a depender en gran medida de ellas.

Antes de la ejecución de las quemas se marcaron dos subparcelas de 3m x 3m en cada parcela de fuego prescrito. La vegetación dentro de la subparcela se recortó y recogió cuidadosamente en bolsas adecuadamente etiquetadas. Además en cada subparcela se colocó al azar un marco de madera (1m x 1m) donde se midió el espesor de la cubierta orgánica del suelo mineral, recogándose a continuación. Las muestras se transportaron al laboratorio de Incendios Forestales del Centro de Investigación Forestal de Lourizán.





Figura 12. Subparcelas para inventario destructivo de combustible

En el laboratorio, el material recogido de cada especie fue separado por clases de tamaño en combustibles finos (diámetro  $< 6$  mm o G1), combustibles medios ( $6 \text{ mm} \leq \text{diámetro} < 25 \text{ mm}$  o G2) y combustibles gruesos ( $25 \text{ cm} \leq \text{diámetro} < 75 \text{ cm}$ , o G3) según Fosberg et al. (1970). Cuanto más finos sean los materiales, con más rapidez arden, esto es así porque existe mayor superficie en contacto con el aire y en consecuencia con el oxígeno, pero además, por toda esta superficie absorben calor y desprenden agua. Se denomina tiempo de retardo al tiempo que tarda un combustible

muerto en perder o ganar dos tercios de la diferencia entre su contenido inicial de humedad y el de equilibrio con las nuevas condiciones ambientales al que se somete. Depende de su espesor o grosor. A cada una de las categorías de grosor arriba mencionadas le corresponde un tiempo de retardo, también creciente, de 1, 10 y 100 horas. En los matorrales gallegos, como promedio, alrededor de un 80% de la carga tiene un grosor inferior a 6 mm, siendo bastante escasa la contribución de la carga correspondiente al rango 25-75mm (Vega et al., 2022; Vega et al., 2024). Además, el material se subdividió por estado (vivo y muerto), determinado mediante inspección visual.



Figura 13. Procesado del inventario en el laboratorio

Una vez clasificado, el material fue pesado y secado en cámaras de secado al aire forzado (105 °C durante 24 h para los combustibles finos y 48 h para los gruesos) para la determinación de la biomasa seca de cada fracción. Las muestras de cubierta orgánica

del suelo se secaron en horno durante 48 h a 105° y se tomó una submuestra secada en horno de cada muestra en un horno de mufla a 550 °C durante 4 h para corregir así la posible contaminación con suelo mineral.



Figura 14. Procesado de los inventarios de combustible en el laboratorio

A partir de estos datos se calcularon las siguientes variables:

- *La carga de combustible.* Se mide por peso seco de combustible por superficie ( $\text{kg/m}^2$  o  $\text{t/ha}$ ). A mayor cantidad de combustible mayor intensidad.
- *El grado de compactación.* La compactación es una medida del volumen aparente del combustible realmente ocupado por partículas sólidas. En general, cuanto más baja es, el viento atraviesa más fácilmente la estructura de combustible por lo que más oxígeno llega a la zona de combustión y más calor puede transmitirse a las partículas del complejo por convección y radiación. Usualmente eso implica una velocidad de propagación del fuego mayor, aumentando también la intensidad de éste. Una medida indirecta de esta variable es la relación carga/altura; cuando esta aumenta, aumenta también la compactación. Como en la mayor parte de las formaciones leñosas bajas en

el mundo, la densidad aparente es también baja en las formaciones de matorral de Galicia. El estrato de vegetación tiene valores muy inferiores a los de la hojarasca, lo que explica en gran medida su combustión casi completa en la fase de llama por oposición a la de la hojarasca, quemada sobre todo en la fase de rescoldo. Esta es una razón más para quemar con niveles de humedad alta en la hojarasca y mantillo porque, en caso contrario, su alta compactación favorece el fuego de rescoldo con alta probabilidad de calentar el suelo.

Además de ello, se analizó el contenido de carbono en las principales especies y diferentes fracciones de matorral en un analizador elemental LECO (LECO, St. Joseph, Michigan, USA), lo que permitió calcular la fijación de carbono de estos matorrales. El coeficiente de transformación de biomasa en CO<sub>2</sub> se obtuvo multiplicando la biomasa por hectárea por el porcentaje de carbono de la especie y tamaño de partícula para obtener el carbono total por hectárea y por el peso de la molécula de CO<sub>2</sub> entre el peso del átomo de carbono (MITECO, 2019).

Tabla 1. Contenido promedio de Carbono en función de la especie y grupo de tamaño

<b>Especie/Tamaño de partícula</b>	<b>Contenido Carbono (%)</b>
<i>Erica australis</i> GI verde	55,7
<i>Erica australis</i> GI seco	53,0
<i>Ulex europaeus</i> GI verde	51,5
<i>Ulex europaeus</i> GI seco	52,1
<i>Ulex europaeus</i> GII verde	49,0
<i>Ulex gallii</i> GI verde	51,5
<i>Ulex gallii</i> GI seco	51,8
<i>Ulex gallii</i> GII verde	49,6
<i>Pterospartum tridentatum</i> GI seco	54,0
<i>Pterospartum tridentatum</i> GI verde	53,6
<i>Pterospartum tridentatum</i> GII verde	51,2
<i>Halimium lasianthum</i> GI verde	49,6
<i>Halimium lasianthum</i> GI seco	49,9
<i>Erica umbellata</i> GI verde	55,1
<i>Erica cinerea</i> GI verde	52,9
<i>Daboecia cantabrica</i> GI verde	52,9
<i>Cistus psilosepalus</i> GI verde	50,3
<i>Agrostis curtissii</i>	47,8

Los muestreos de combustible se efectuaron antes de quemar, inmediatamente después de las quemas y dos años y medio después de las quemas en Chantada. En Farelo, esos inventarios se llevaron a cabo antes y después de la quema y un año y medio después de ésta.

### **Mediciones durante la ejecución de las quemas prescritas**

Inmediatamente antes y durante los fuegos prescritos se realizaron las siguientes mediciones:

- *Humedad de los combustibles y del suelo superficial (0-5cm),*

Es preciso evaporar el contenido de agua del combustible para que su ignición pueda producirse. Por tanto es esperable que los combustibles más húmedos tarden más en arder y la velocidad de propagación sea mucho menor. Depende en gran medida de que el combustible esté vivo o muerto, porque este último suele tener menor humedad y varía mucho en su contenido dependiendo del ambiente externo. El combustible seco actúa como disparador de la combustión y si existe en cantidad adecuada y tiene una humedad suficientemente baja su influencia en la propagación del fuego y en su intensidad, resulta más determinante que la del vivo. A la hora de evaluar la humedad del combustible es necesario considerar la de las partes vivas y secas de la vegetación, y la de la de la cubierta orgánica del suelo integrada por la capa de hojarasca y mantillo. La humedad de esa capa es un elemento primordial a la hora de ejecutar la quema prescrita, de manera que no produzca un calentamiento excesivo del suelo, lo que tendría consecuencias negativas en muchas propiedades del suelo, afectando también al banco de semillas y favoreciendo la susceptibilidad a la erosión.

La humedad de los combustibles expresada como porcentaje de peso seco, se obtuvo mediante la recogida aleatoria de muestras en el interior de las parcelas inmediatamente antes de la quema, su envasado en recipientes herméticos y su posterior secado en estufa en el laboratorio a 105 °C hasta peso constante.

- *Variables meteorológicas durante las quemas*

Se tomaron medidas velocidad y dirección del viento a 2 m de altura, y a ese mismo nivel, de humedad relativa del aire y temperatura ambiente de manera continua mediante una estación meteorológica.

- *Régimen térmico y consunción de la cubierta orgánica del suelo*

El *régimen térmico* fue documentado mediante 30 estaciones de medida de las temperaturas distribuidas en cada uno de los transectos mencionados líneas más arriba. En cada estación se situaron termopares tipo K (con sensores de 0,13 mm de diámetro con soldadura a masa, enfundados en vainas de 1 mm de diámetro exterior), en la copa de la vegetación y superficie del suelo mineral conectados a dataloggers.

En cada estación se efectuaron mediciones del espesor de la hojarasca+mantillo, junto al correspondiente termopar con testigos metálicos enterrados y enrasados con la cubierta orgánica del suelo que se midieron inmediatamente antes y después de las quemas.



Figura 15. Colocación de testigos metálicos antes de la quema y medición justo después.



Figura 16. Colocación de termopares y registradores antes de las quemas



## Comportamiento del fuego

Durante la ejecución de las quemas prescritas se evaluaron algunas variables de comportamiento que reflejan la dinámica de propagación del frente de llamas con ayuda de testigos metálicos preposicionados e imágenes tomadas durante las quemas.

### *Velocidad de propagación*

Se define como la velocidad de avance del fuego en su cabecera o frente principal. Nos indica la rapidez del desplazamiento de la línea del fuego en su parte más rápida. Es importante de cara al control del fuego, rapidez de la quema y, indirectamente, la intensidad del fuego. Se mide en  $\text{m}\cdot\text{min}^{-1}$

### *Intensidad lineal*

Mide la velocidad de liberación de energía por unidad de longitud del frente de llamas en la cabecera. Se expresa en  $\text{kW}\cdot\text{m}^{-1}$ . Depende del producto de tres factores: carga de combustible consumido en la fase de llamas ( $\text{kg}/\text{m}^2$ ), calor de combustión ( $\text{kJ}/\text{kg}$ , generalmente se toma el poder calorífico inferior del combustible como una primera aproximación) y la velocidad de avance del fuego (Byram, 1959). Este parámetro mide la dificultad para mantener bajo control la quema.

### *Longitud de llama*

Es la distancia desde la base de la llama hasta el extremo superior de esta. Está ligada a la intensidad lineal, con la ventaja de poder ser estimada visualmente de forma aproximada por comparación con objetos de referencia de longitud conocida.

### *Duración de la combustión*

Una mayor duración de la fase de llamas supone un incremento en la consunción del combustible, a menos que el contenido de agua sea alto. En general, la duración de la llama en durante una quema a favor de viento es de alrededor de un minuto, oscilando usualmente entre 45 segundos y 2 minutos.

Otra duración ligada al comportamiento del fuego es el de la combustión de hojarasca y mantillo. Cuando éstos tienen un bajo contenido de agua se consumen completamente transmitiendo al suelo una apreciable cantidad de energía, especialmente en la etapa de rescoldo.

### **Severidad del fuego en el suelo**

Se efectuó después de cada quema la evaluación de la severidad del fuego en el suelo utilizando la clasificación descrita en Fernández et al. (2021) para estimar el posible impacto del fuego en el suelo y la susceptibilidad a la erosión después de las quemadas.

### **Análisis estadístico**

Se utilizó la prueba de Wilcoxon ( $\alpha = 0.05$ ) para determinar la diferencia entre las variables de vegetación antes de las quemadas y al final del estudio (2,5 años y 1,5 años después del fuego prescrito en Vaqueriza y Farelo, respectivamente). Se utilizó el paquete estadístico R para los análisis (The R Foundation for Statistical Computing, 2020).

## Resultados

### Quemas en el monte A Vaqueriza (Chantada-Lugo)

La Tabla 2 resume los rasgos principales del complejo antes de la ejecución del fuego prescrito en cada una de las parcelas. Las quemas se efectuaron el 23 de marzo de 2021 según el plan previsto.

Tabla 2. Valores medios del complejo de combustible antes de quemar. Entre paréntesis, error estándar.

Parcela	Suelo desnudo (%)	Cobertura vegetación (%)	Altura ponderada matorral (cm)	Espesor cubierta orgánica del suelo (cm)
A	0 (0,0)	167,9 (9,4)	137,8 (13,5)	5,0 (0,3)
B	1 (0,5)	184,3 (14,6)	61,3 (3,0)	2,5 (0,2)

Parcela	Carga de combustible (t/ha)	Carga GI vivo (t/ha)	Carga GI muerto(t/ha)	Densidad aparente vegetación (kg/m <sup>3</sup> )	Densidad aparente cubierta orgánica del suelo (kg/m <sup>3</sup> )
A	40,2 (4,4)	14,8 (0,7)	2,5 (0,1)	2,2 (0,2)	60 (0,5)
B	18,2 (2,9)	11,7 (0,8)	3,0 (0,5)	3,5 (0,3)	50 (0,6)

En el momento de las quemas, la cantidad de carbono almacenado en la biomasa aérea era de 20,0 y 9,4 toneladas de carbono por hectárea, respectivamente. Esto supone que hasta ese momento esos matorrales habían fijado en su biomasa aérea una cantidad de CO<sub>2</sub> atmosférico de entre 34,0 y 69,5 t/ha.

## Características de los tratamientos

### Ejecución de las quemas prescritas

La técnica de ignición empleada fue una combinación entre fuego de flanco y fuego a favor. En la Tabla 3 se resumen los valores de humedad de combustibles y la información meteorológica durante las quemas.

Tabla 3. Valores medios de humedad de los combustibles y variables ambientales durante las quemas prescritas. Entre paréntesis, error estándar.

Parcela	Tª ambiente (°C)	HR (%)	Veloc. Viento (m/s)	Humedad comb. seco fino elevado (%)	Humedad comb. vivo fino elevado (%)	Humedad cubierta orgánica del suelo (%)	Humedad suelo (%)
A	19 (0,1)	40 (3)	2,0 (1,0)	15 (2)	106 (4)	72 (5)	60 (5)
B	21 (0,2)	45 (5)	2,0 (0,5)	10 (3)	129 (2)	70 (4)	40 (6)

En la Tabla 4 se resumen los principales parámetros de comportamiento del fuego. Los valores de velocidad de propagación e intensidad lineal se encuentran dentro de los rangos habituales de quema la prescrita en estas comunidades de leñosas bajas.

Tabla 4. Medias de los parámetros de comportamiento del fuego durante las quemas. Entre paréntesis, error estándar.

Quema	Velocidad de propagación (m/min)	Longitud de llama (m)	Intensidad lineal del fuego (kW/m)
A	2,5 (0,3)	5 (1,0)	2700 (300)
B	2,5 (0,1)	3 (0,5)	1045 (50)

El régimen térmico obtenido durante las quemas se resume en la Tabla 5.

Tabla 5. Valores medios del régimen térmico obtenido durante las quemas. Entre paréntesis, error estándar.

Quema	A	B
Tª max en la copa vegetación , °C	595 (10)	479 (15)
Tiempo con Tª > 300°C en la copa vegetación, s	31 (7)	77 (5)
Tª max superficie suelo, °C	27 (3)	57 (2)

El régimen térmico observado en la copa de la vegetación está en el rango habitual observado en fuegos a favor de viento en comunidades de matorral. El nivel de calentamiento del suelo fue muy escaso y superficial.



Figura 17. Quema en parcela A



Figura 18. Quema en parcela A



Figura 19. Quema en parcela B

El efecto de las quemas sobre algunas variables del complejo de combustible se recoge en la tabla 6.

Tabla 6. Valores medios del complejo de combustible inmediatamente después de quemar. Entre paréntesis, error estándar.

Parcela	Suelo desnudo (%)	Reducción del espesor de la cubierta orgánica del suelo (%)	
A	0	25 (3)	
B	1 (0,5)	36 (4)	

Parcela	Carga de combustible (t/ha)	Carga GI vivo (t/ha)	Carga GI seco (t/ha)
A	16,9 (0,5)	4,1 (0,4)	0,2 (0,1)
B	6,6 (0,6)	3,0 (0,5)	0,1 (0,1)

La reducción de la carga total de combustible fue de entre el 58 y el 64% mientras que esas cifras fueron del 75% y 80% en relación al combustible fino y de más del 90% del combustible fino muerto. Sin embargo, la reducción del espesor de la cubierta orgánica del suelo estuvo en torno al 30% sin que aumentase la superficie de suelo desnudo como consecuencia de la quema. La evaluación de la severidad del fuego en el suelo determinó que los niveles de severidad alcanzados fueron bajo y muy bajo en las dos quemas.





Figura 20. Después de quema A



Figura 21. Después de quema B

### Evolución de la vegetación después de las quemas

La cobertura del suelo por la vegetación (Figura 22) variaba entre el 68 y el 84% seis meses después de las quemas (Septiembre de 2021) con valores similares al año de la quema. Dos años y medio después de la ejecución de los fuegos prescritos, la cobertura del suelo no difería de los valores iniciales en ningún caso.

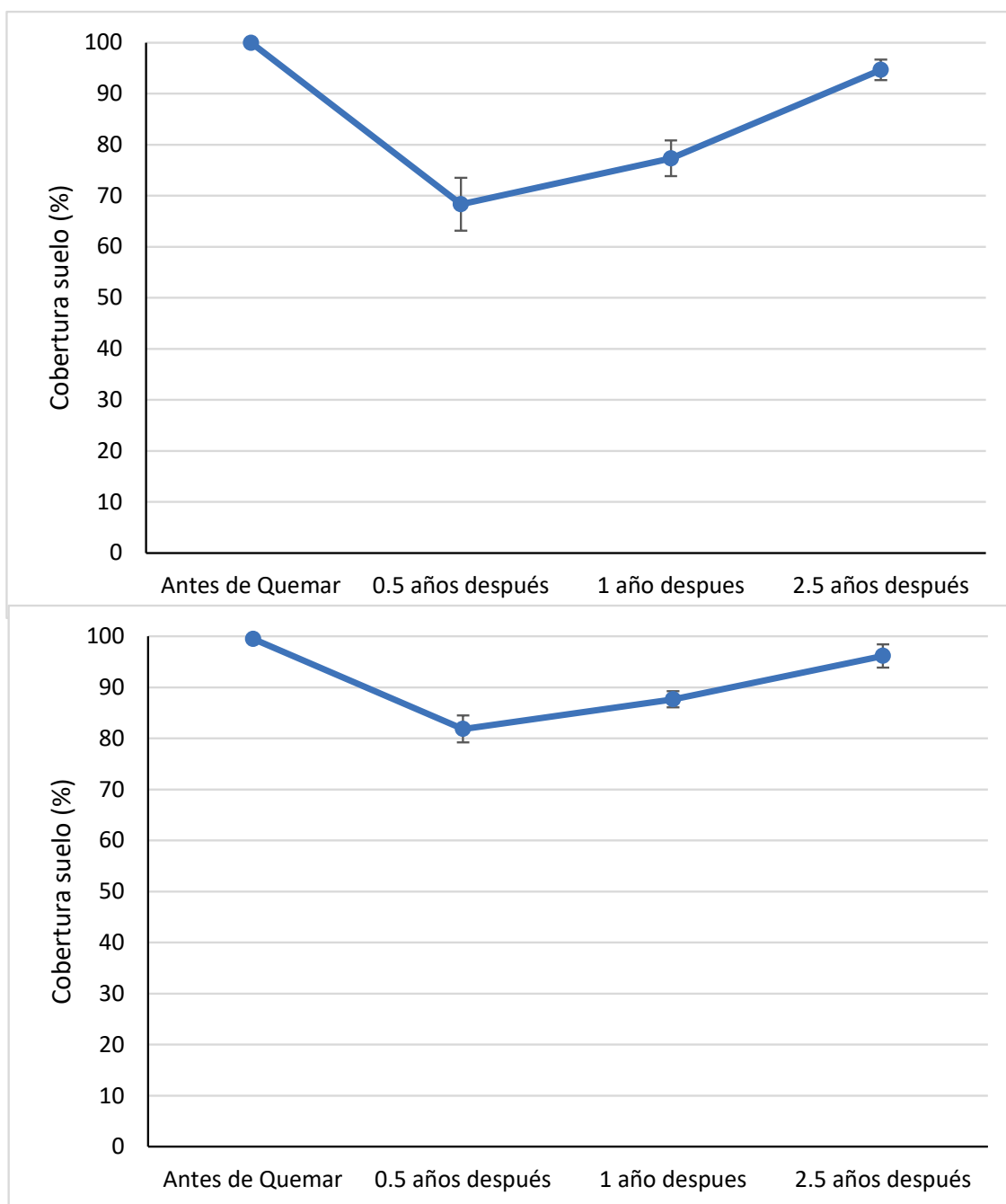


Figura 22. Cobertura media del suelo en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.

La cobertura de la vegetación era muy parecida entre las dos parcelas antes de la quema. Los valores superiores al 100% son muy frecuentes en este tipo de formaciones por la presencia de diferentes especies arbustivas, herbáceas y el helecho (*Pteridium aquilinum*) que se solapan entre sí con frecuencia (Figura 23). Después del fuego, la recuperación de la cobertura fue progresiva y con un ritmo similar en las dos parcelas.

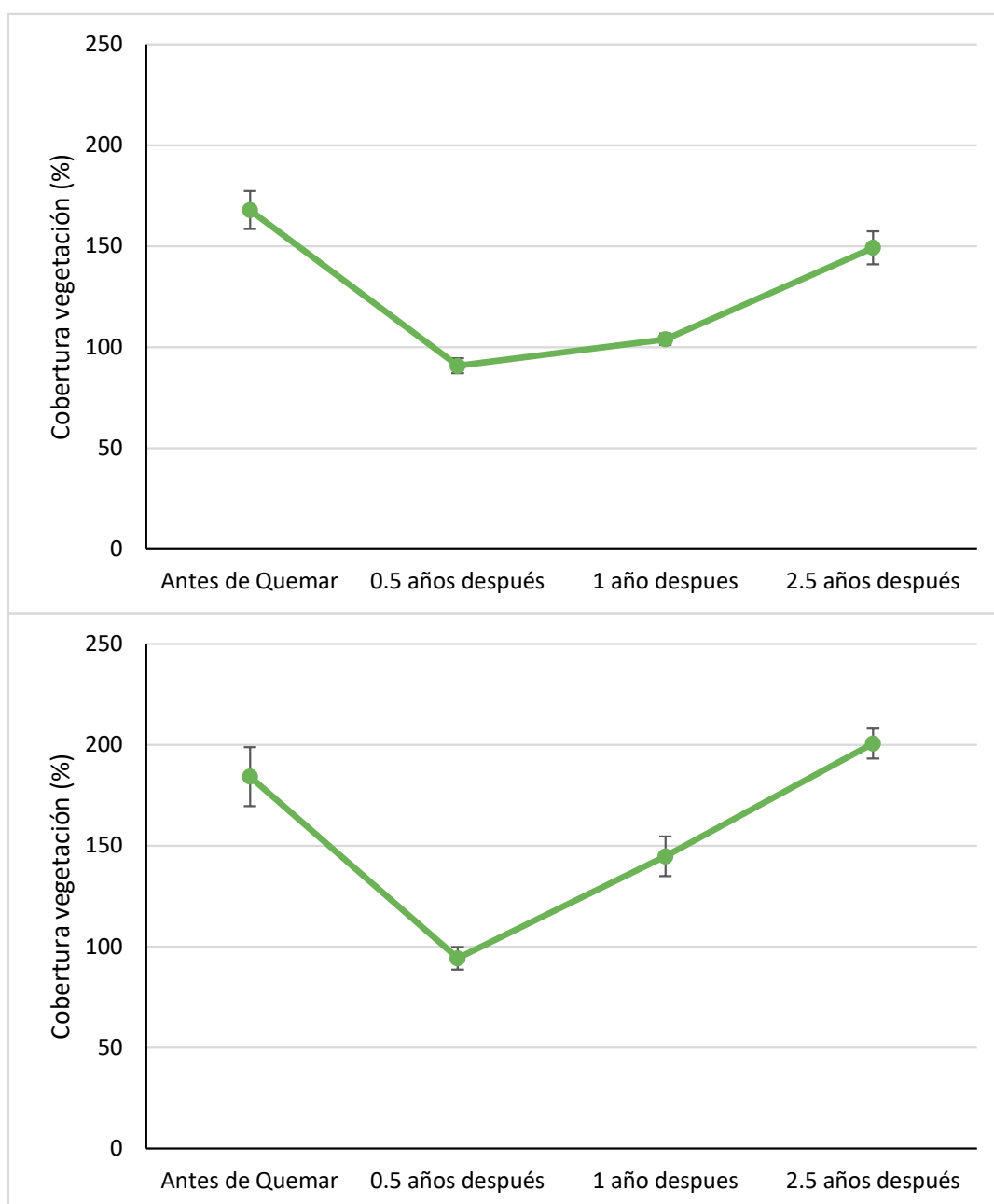


Figura 23. Cobertura media de la vegetación en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.

A los dos años y medio de la quema, los valores de cobertura de la vegetación no diferían de los valores iniciales en ninguna de las dos parcelas. Por especies, la recuperación de las especies dominantes en el complejo *Erica australis*, *Ulex europaeus* y *Ulex gallii* fue similar en las dos parcelas. Dos años y medio después de las quemas, la cobertura de *E. australis* no difería estadísticamente de la inicial (Figura 24). La cobertura de las especies del Género *Ulex* conjuntamente, varió de una forma semejante a la *E. australis* en las dos parcelas (Figura 25).

Finalmente, la quema no estimuló la aparición de gramíneas (*A. curtissii* y *P. longifolium* sobre todo), especialmente en la parcela A que partía ya de valores muy bajos (Figura 26).

La variación en altura de la vegetación siguió una pauta similar a la cobertura en cada una de las parcelas (Figura 27). El valor de altura dos años y medio después de las quemas no difería de la anterior a la ejecución de las mismas.

Estos resultados son coherentes con lo encontrado en estudios realizados en Galicia en comunidades de rebrotadoras (p.ej. Casal et al., 1990; Muñoz et al., 2010; Fernández et al, 2015), que se caracterizan por una rápida recuperación de la cobertura, como ya fue comentado líneas más arriba.

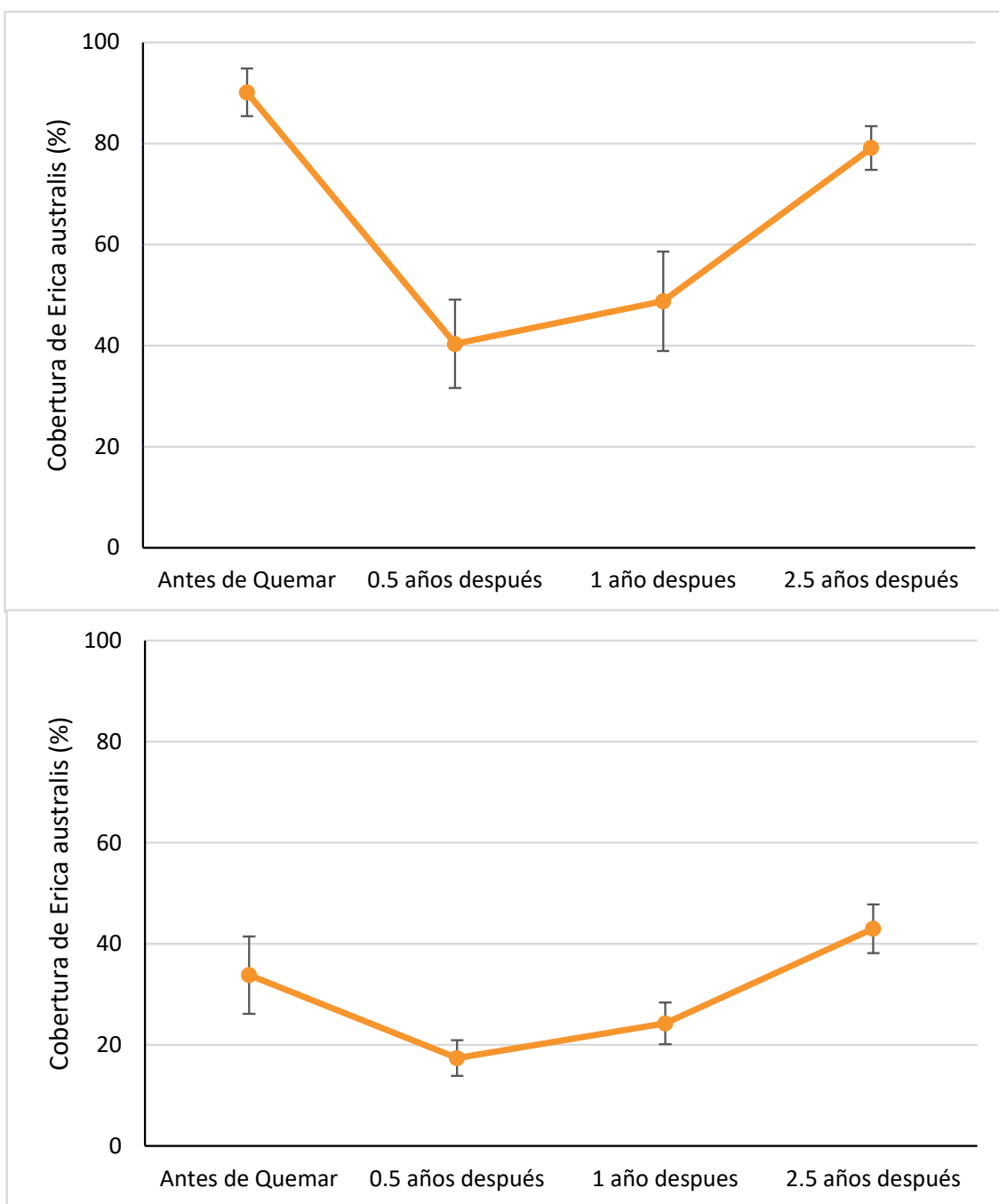


Figura 24. Cobertura media *E. australis* en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.

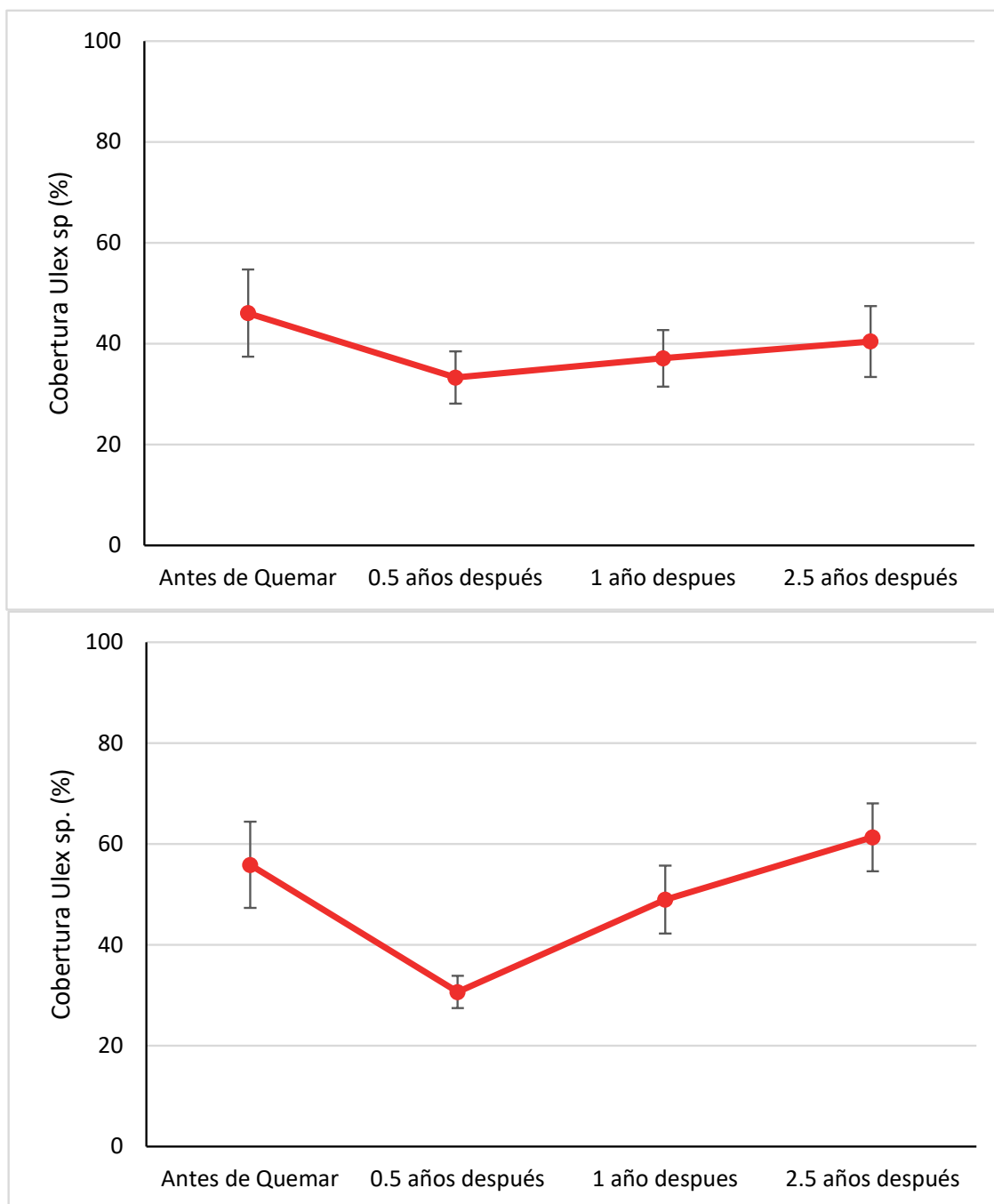


Figura 25. Cobertura media de *Ulex sp.* en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.

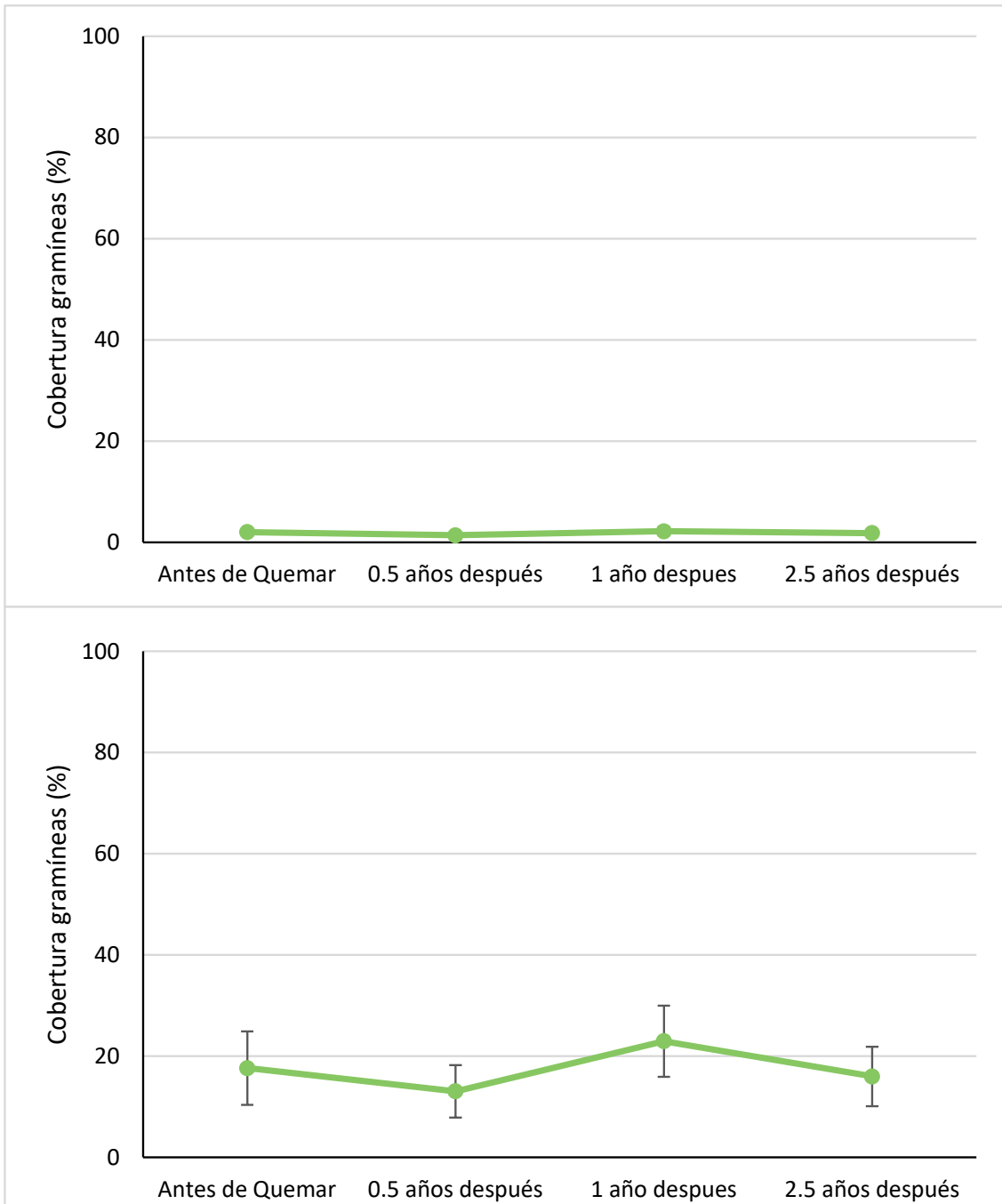


Figura 26. Cobertura media de gramíneas en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.

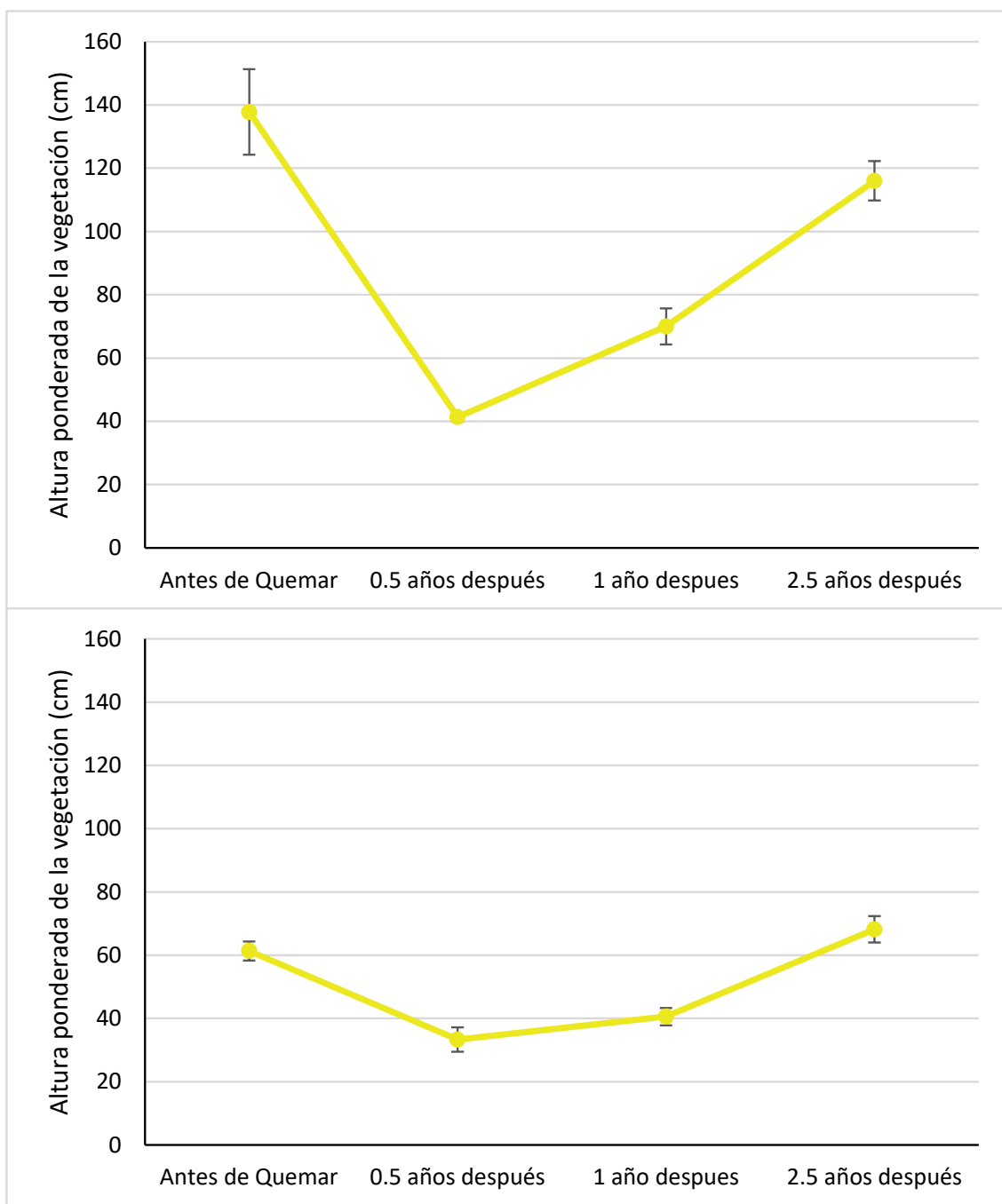


Figura 27. Altura ponderada media de la vegetación en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.



En relación a las variables de diversidad, la variación fue muy ligera (Figuras 28 y 29). Los valores observados están en el rango habitual encontrado previamente en estas formaciones en Galicia (Muñoz et al., 2010; Fernández et al, 2015; Fernández y Vega, 2021).

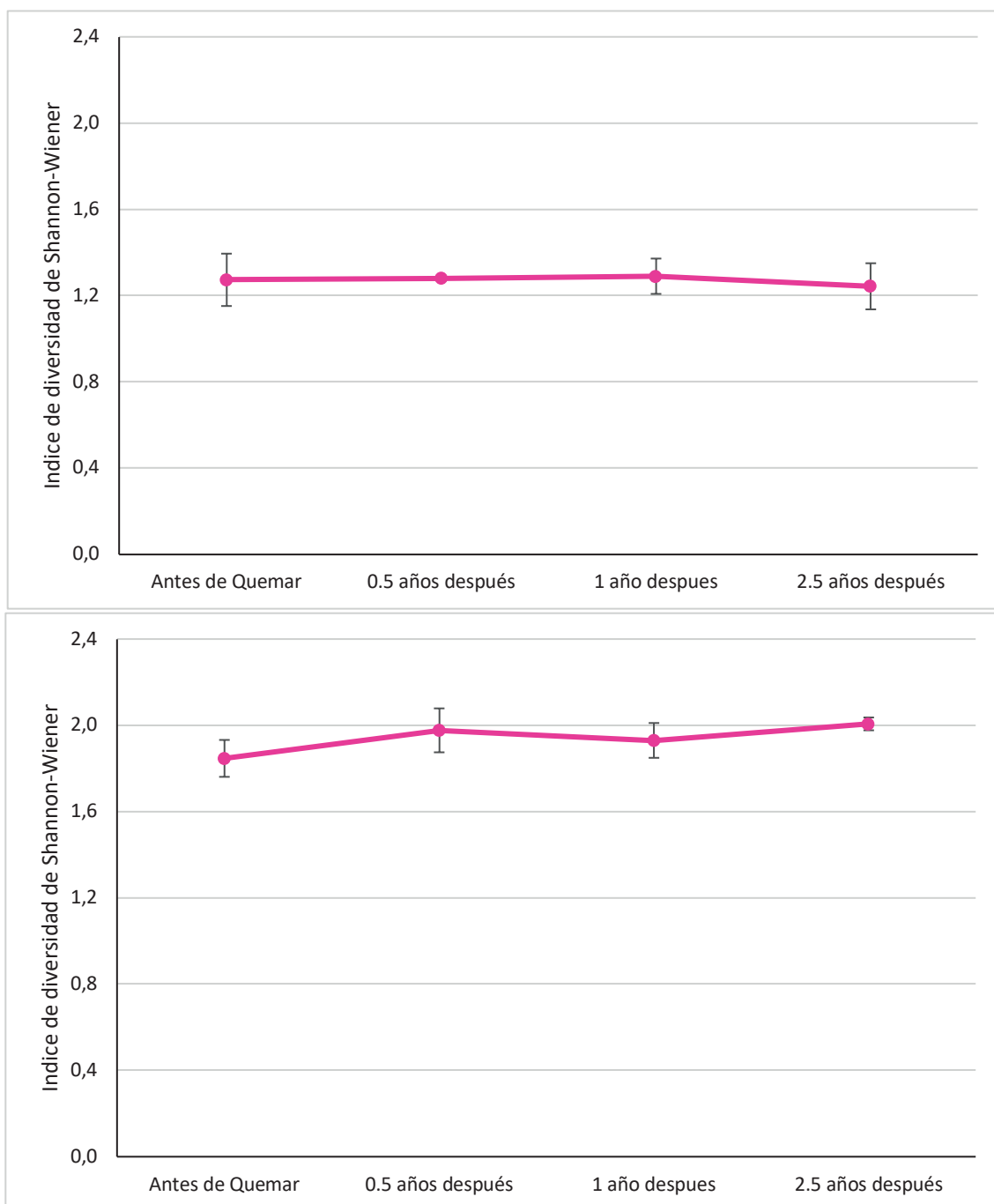


Figura 28. Valores medios del índice de diversidad de vegetación de Shannon-Wiener en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.

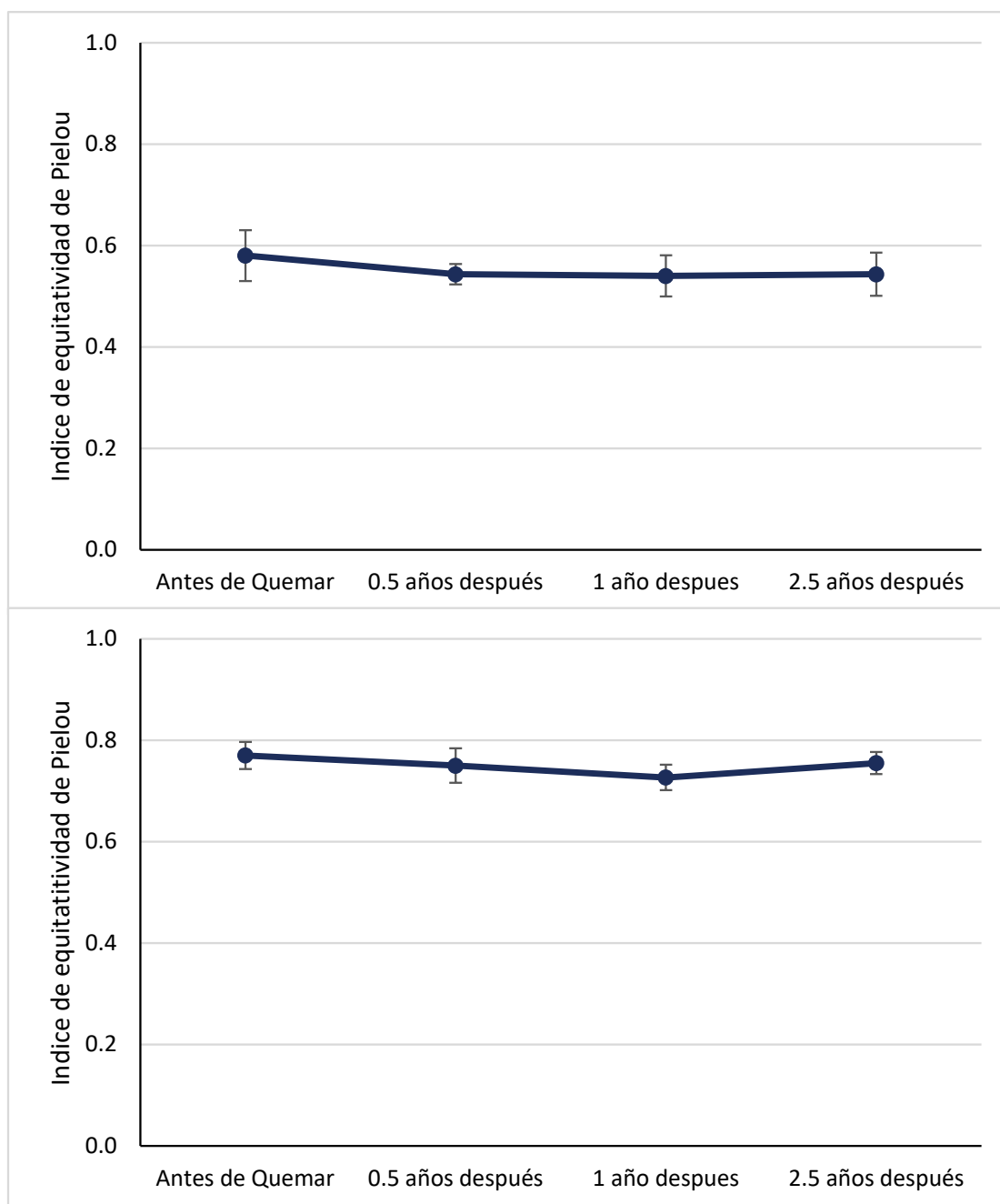


Figura 29. Valores medios del índice de equitatividad de Pielou en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemas. Barras verticales, error estándar.

El número de especies encontrado también fue muy estable aunque la quema favoreció transitoriamente la aparición de algunas especies anuales (Figura 30). Este hecho fue más evidente en la parcela B que al final del estudio tenía una riqueza de especies significativamente superior a la observada antes de la quema. En ningún caso se observó la presencia de especies no nativas ni antes ni después de las quemaduras (Tabla 1-Anexo 1).

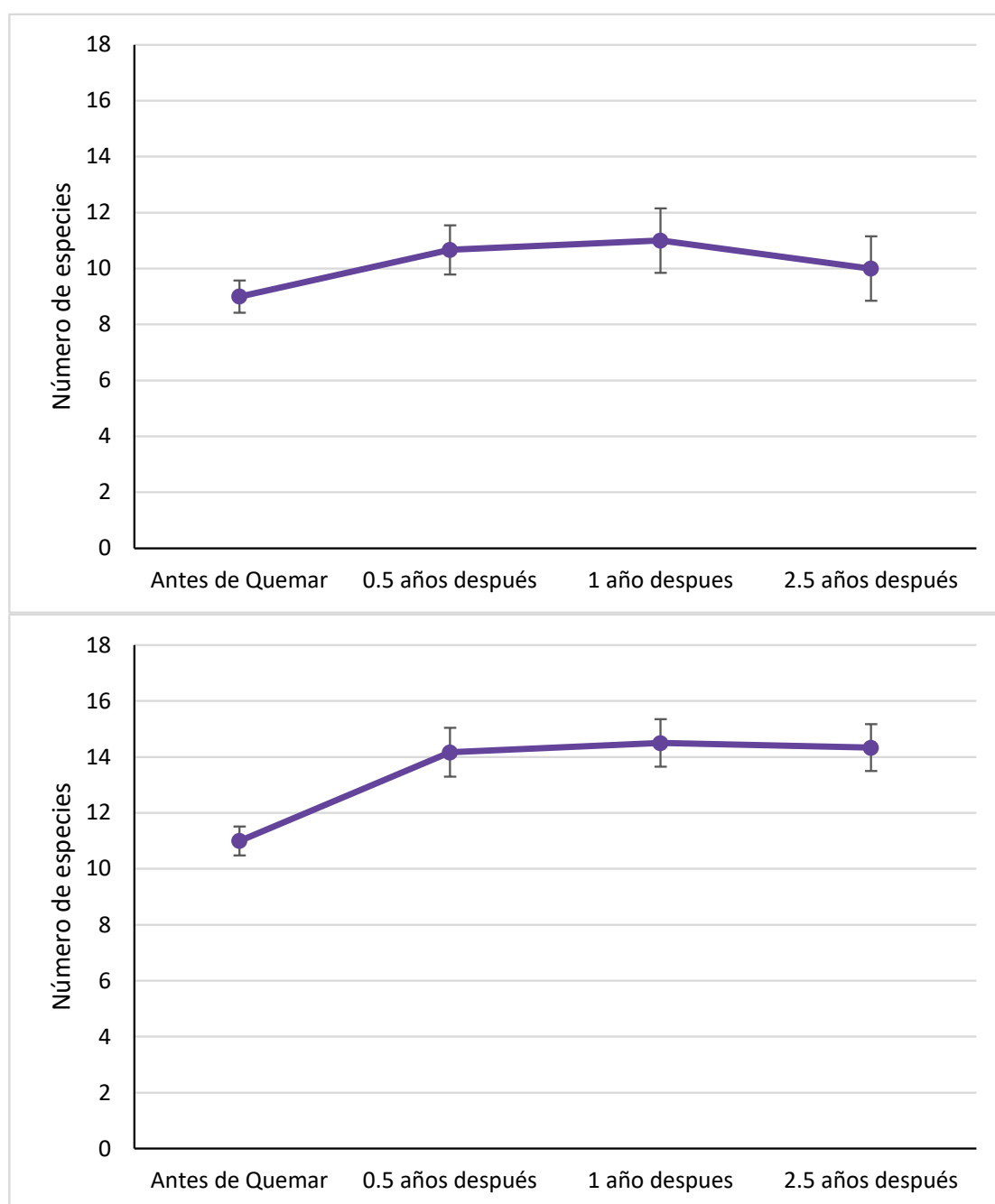


Figura 30. Variación del número de especies en la parcela A (arriba) y B (abajo) de Vaqueriza antes y en diferentes momentos después de las quemaduras. Barras verticales, error estándar.





Figura 31. Parcela A en diferentes momentos después de la quema



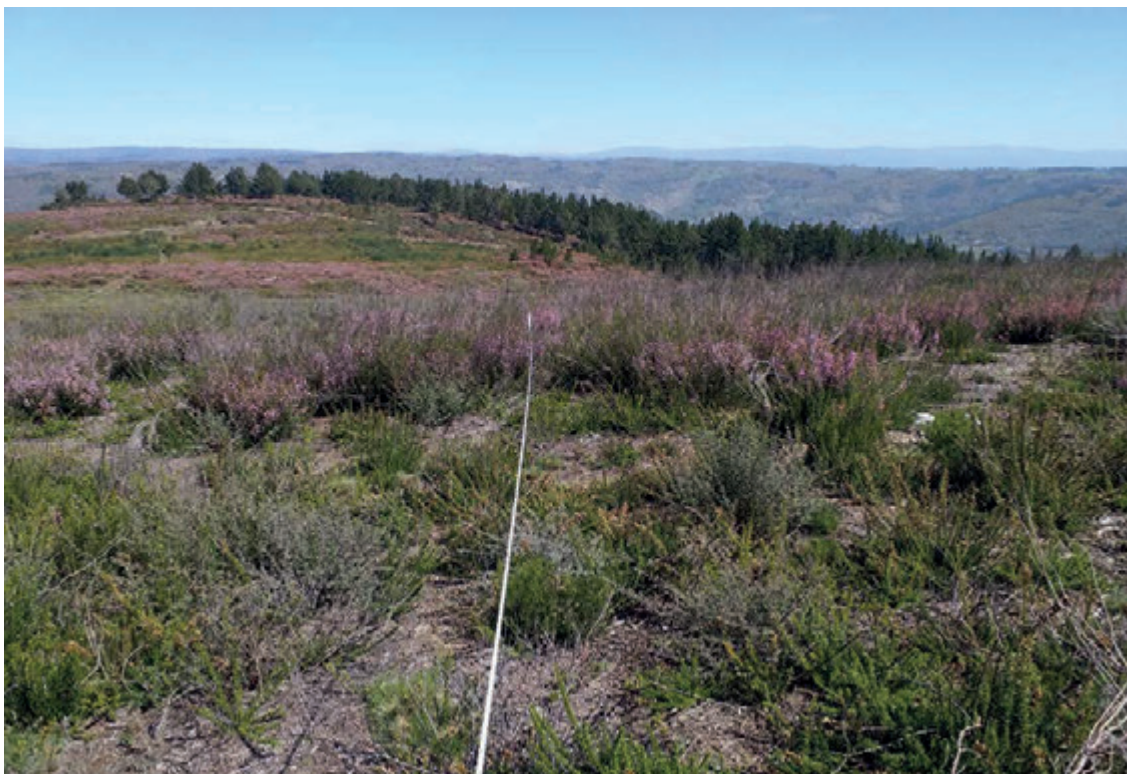


Figura 32. Parcela B en diferentes momentos después de la quema.

### *Inventarios de combustible*

En la Tabla 7 se resumen las variables del complejo de combustible dos años y medio después de los tratamientos.

Tabla 7. Valores medios del complejo de combustible dos años después de las quemas. Entre paréntesis, error estándar.

Parcela	Carga de combustible (t/ha)	Carga GI vivo (t/ha)	Carga GI muerto(t/ha)	Densidad aparente vegetación (kg/m <sup>3</sup> )	Densidad aparente cubierta orgánica del suelo (kg/m <sup>3</sup> )
A	37,7 (3,9)	14,0 (0,6)	1,6 (0,2)	2,5 (0,3)	50 (2,0)
B	17,4 (3,5)	11,3 (1,1)	1,8 (0,7)	3,5 (0,5)	30 (1,0)

A los dos años y medio de las quemas, se había recuperado prácticamente la biomasa inicial, aunque los valores de carga del combustible fino seco aún eran un 40% inferiores a los originales. En ese tiempo se habrían fijado entre 32 y 71 t/ha de CO<sub>2</sub> atmosférico en la biomasa aérea, compensando las emisiones de CO<sub>2</sub> en el momento de la quema.

## Quema en el monte Farelo (A Golada-Pontevedra)

La quema se efectuó el 28 de marzo de 2022 según el plan previsto. La parcela de quema ardió con una combinación de fuego en contra de viento y fuego de flanco. La Tabla 8 resume los rasgos principales del complejo antes de la ejecución del fuego prescrito.

Tabla 8. Características medias del complejo de combustible antes de la quema. Entre paréntesis, error estándar.

Cobertura suelo (%)	Cobertura vegetación (%)	Altura ponderada matorral (cm)	Espesor cubierta orgánica del suelo (cm)	
100	204,7 (29,5)	66,5 (1,5)	5,0	
Carga de combustible (t/ha)	Carga GI vivo (t/ha)	Carga GI muerto(t/ha)	Densidad aparente vegetación (kg/m <sup>3</sup> )	Densidad aparente cubierta orgánica del suelo (kg/m <sup>3</sup> )
35,1 (1,8)	20,5 (0,8)	7,3 (0,6)	5,0 (0,7)	60 (0,5)



Figura 33. Vista parcial de la parcela del monte Farelo antes de quemar



En el momento de la quema en el complejo de matorral el contenido de carbono en la biomasa aérea era de 17,9 t/ha lo que supone que esos matorrales habían fijado en su parte aérea una cantidad de CO<sub>2</sub> atmosférico de 66 t/ha.

## Características de los tratamientos

### *Ejecución de las quemas prescritas*

La técnica de ignición empleada fue una combinación entre fuego de flanco y fuego a favor. En la tabla 9 se resume la información sobre humedad de combustibles y variables meteorológicas durante las quemas.

Tabla 9. Valores medios de humedad de los combustibles y variables meteorológicas durante la quema prescrita. Entre paréntesis, error estándar.

Tª ambiente (°C)	HR (%)	Veloc. Viento (m/s)	Humedad comb. seco fino elevado (%)	Humedad comb. vivo fino elevado (%)	Humedad cubierta orgánica del suelo (%)	Humedad suelo (%)
16 (0,5)	55 (7)	2,5 (1,1)	116 (6)	16 (2)	85 (5)	58 (3)

En la Tabla 10 se resumen los principales parámetros de comportamiento del fuego. En general, los valores de velocidad de propagación e intensidad lineal se encuentran dentro de los rangos habituales de quema prescrita en comunidades de matorral.

Tabla 10. Parámetros promedio de comportamiento del fuego durante la quema. Entre paréntesis, error estándar.

Velocidad de propagación (m/min)	Longitud de llama (m)	Intensidad lineal del fuego (kW/m)
2,0 (0,5)	2,0 (1,0)	1740 (250)

El régimen térmico obtenido durante las quemas se resume en la tabla 11.

Tabla 11. Régimen térmico promedio durante la quema. Entre paréntesis, error estándar.

T <sup>a</sup> max en la copa vegetación, °C	723 (10)
Tiempo con T <sup>a</sup> > 300°C en la copa vegetación, s	47 (5)
T <sup>a</sup> max superficie suelo, °C	30 (3)

El régimen térmico observado en la copa de la vegetación está en el rango habitual observado en quemas similares. No se produjo calentamiento apreciable del suelo mineral.



Figura 34. Quema en el monte Farelo

El efecto de las quemas sobre algunas variables del complejo de combustible se recoge en la tabla 12.

Tabla 12. Características medias del complejo de combustible inmediatamente después de quemar. Entre paréntesis, error estándar.

Cobertura suelo desnudo (%)	Reducción del espesor de la cubierta orgánica del suelo (%)	Carga de combustible (t/ha)	Carga GI vivo (t/ha)	Carga GI muerto(t/ha)
0	10 (1,2)	7,5 (0,8)	1,7 (0,6)	0,5 (0,3)



Figura 35. Vista parcial de la parcela inmediatamente después de quemar.

La reducción de la carga total de combustible fue del 79%. Se consumió el 92% de la carga de combustible fino, siendo la consunción del combustible fino seco del 93%. Por su parte, la reducción de la cubierta orgánica del suelo estuvo en torno al 10% sin que aumentase la superficie de suelo desnudo como consecuencia de la quema. Esa

escasa consunción de ese estrato se debió a su adecuado nivel de humedad antes de la quema. La evaluación de la severidad del fuego en el suelo determinó que el nivel alcanzado fue bajo o muy bajo.



Figura 36. Aspecto de uno de los puntos de monitorización del régimen térmico en el suelo mostrando el escaso nivel de severidad alcanzado al conservarse casi la totalidad de la cubierta orgánica del suelo.

### ***Evolución de la vegetación después de las quemas***

La cobertura del suelo (Figura 37) un año y medio después de la quema (Septiembre de 2023) era prácticamente total habiendo recuperado los valores iniciales. Lo mismo se observó para la cobertura de la vegetación (Figura 38) que ya había alcanzado los niveles anteriores al fuego un año y medio después de su ejecución.

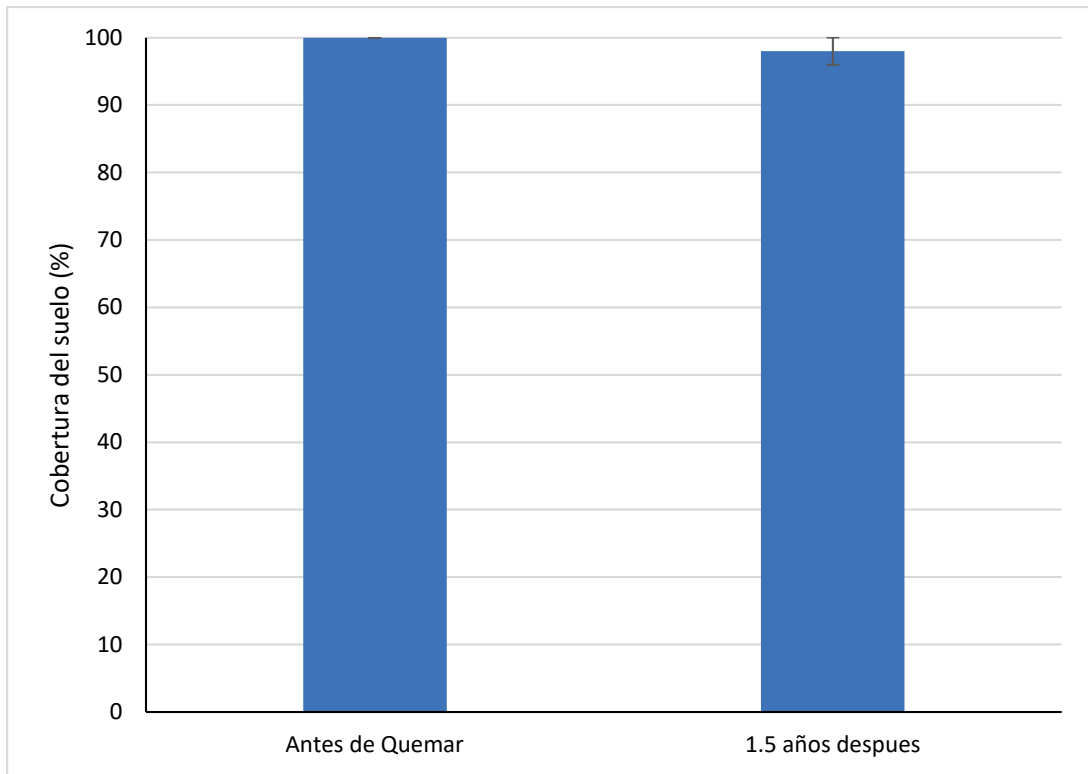


Figura 37. Cobertura media del suelo antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.

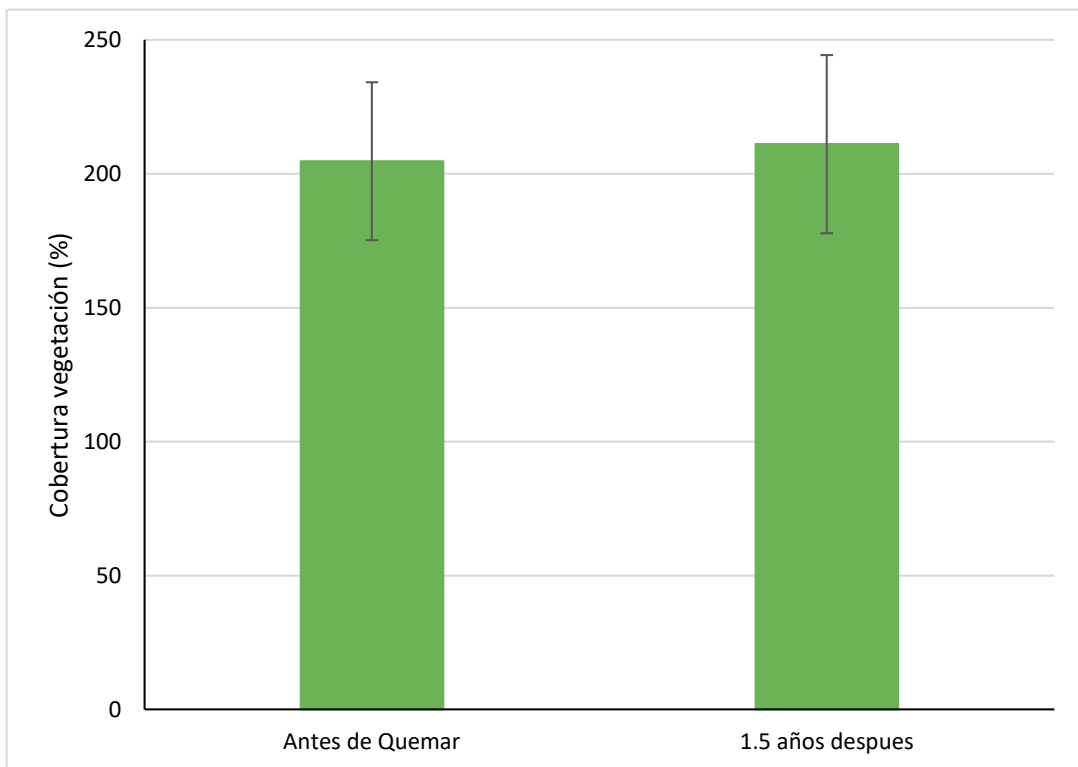


Figura 38. Cobertura media de la vegetación antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.

Sin embargo, por especies, *Ulex europaeus* la especie dominante en el complejo sólo había alcanzado la mitad de su cobertura inicial al año y medio de la quema (Figura 39) mientras que las gramíneas (sobre todo *P. longifolium*) ocupaban más del doble de su cobertura inicial en ese momento (Figura 40).

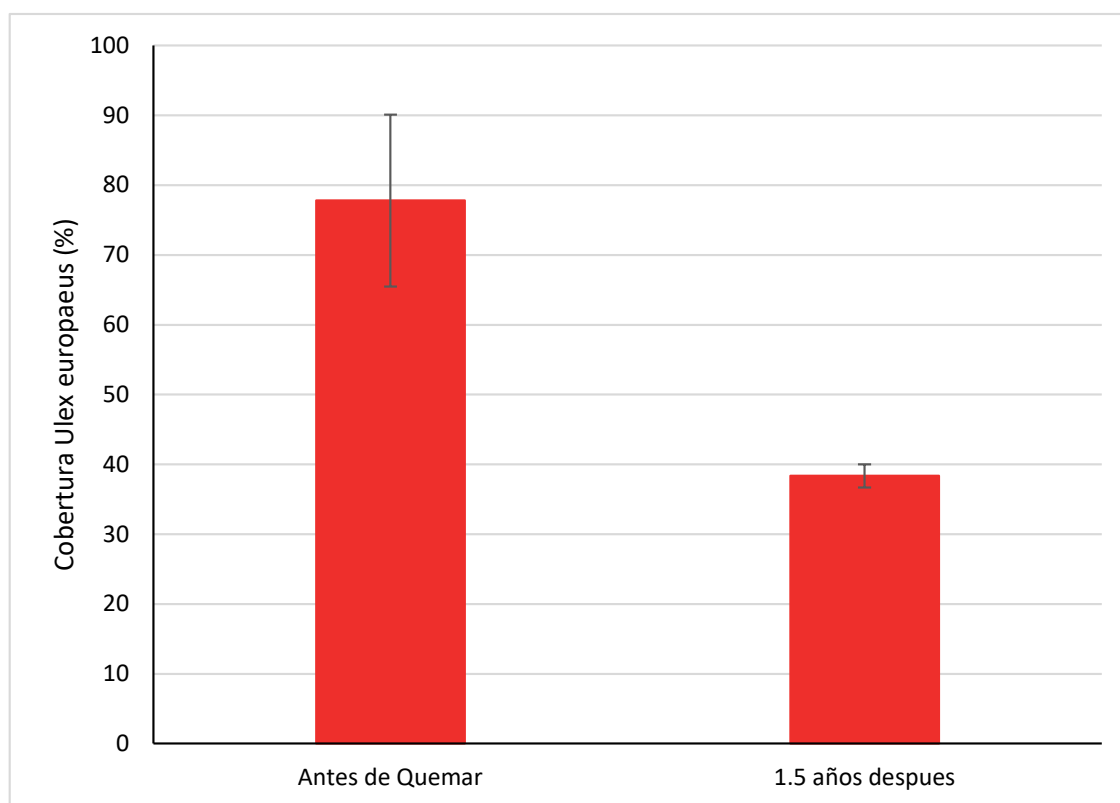


Figura 39. Cobertura media *Ulex europaeus* antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.

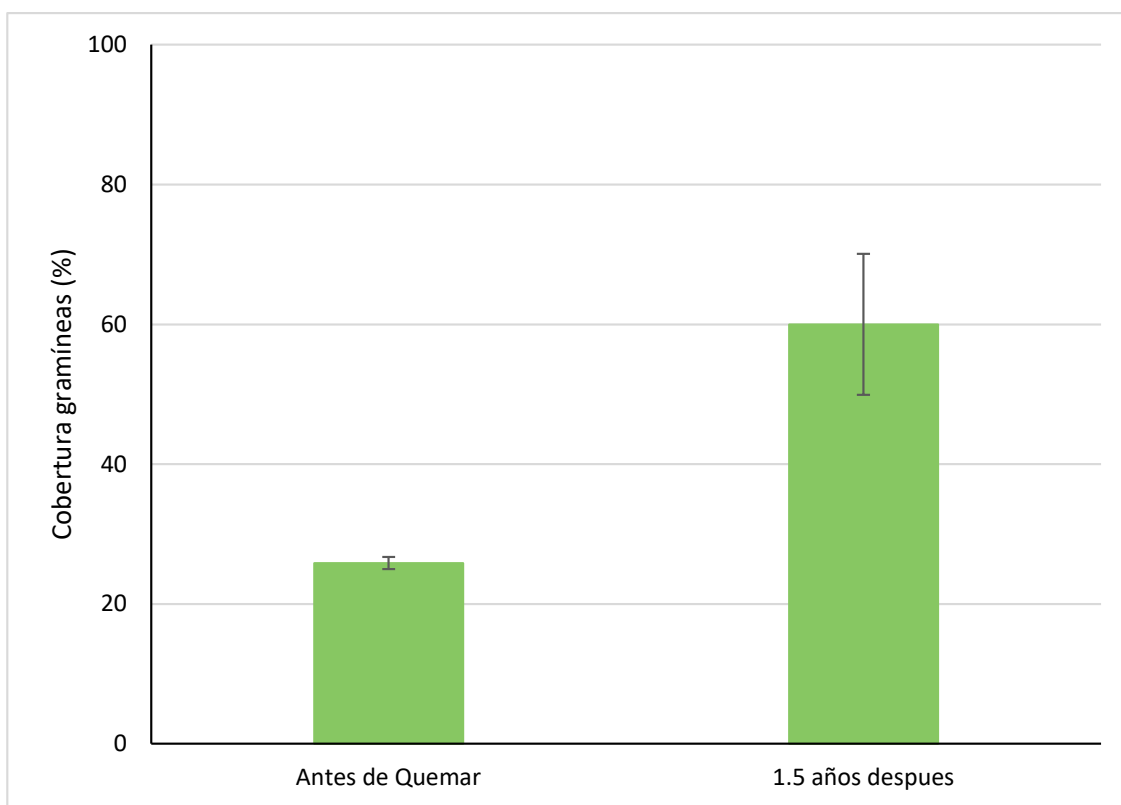


Figura 40. Cobertura media *gramíneas* antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.

La recuperación en altura fue más lenta que la de la cobertura (Figura 41) en línea con una menor velocidad de recubrimiento de las especies leñosas más altas en comparación con las herbáceas.



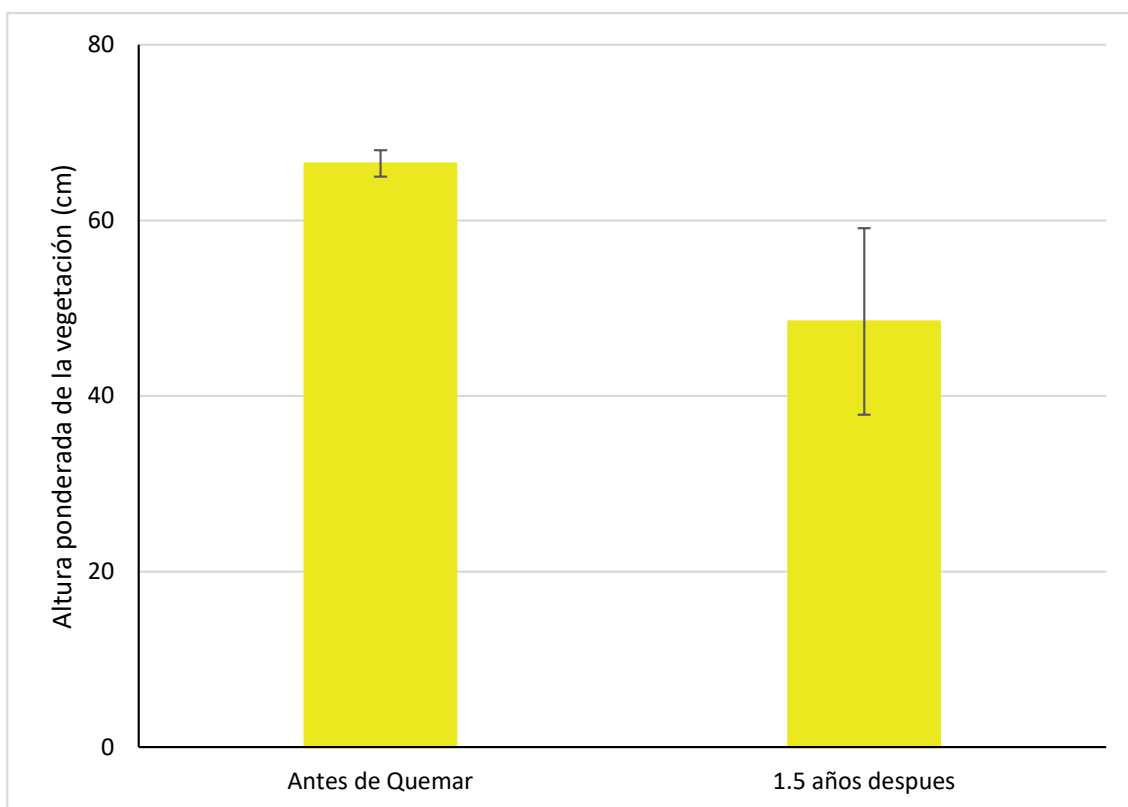


Figura 41. Altura ponderada por la cobertura media de la vegetación antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.

En relación a las variables de diversidad, la variación fue muy ligera más allá de que la quema favoreció transitoriamente la aparición de algunas especies anuales (Figuras 42 a 44). Como ya fue comentado para el caso de Vaqueriza, los valores observados fueron similares a los encontrados en otras áreas de matorral después de fuego prescrito (Fernández et al., 2015; Muñoz et al., 2010) y no se detectó la presencia de ninguna especie alóctona.

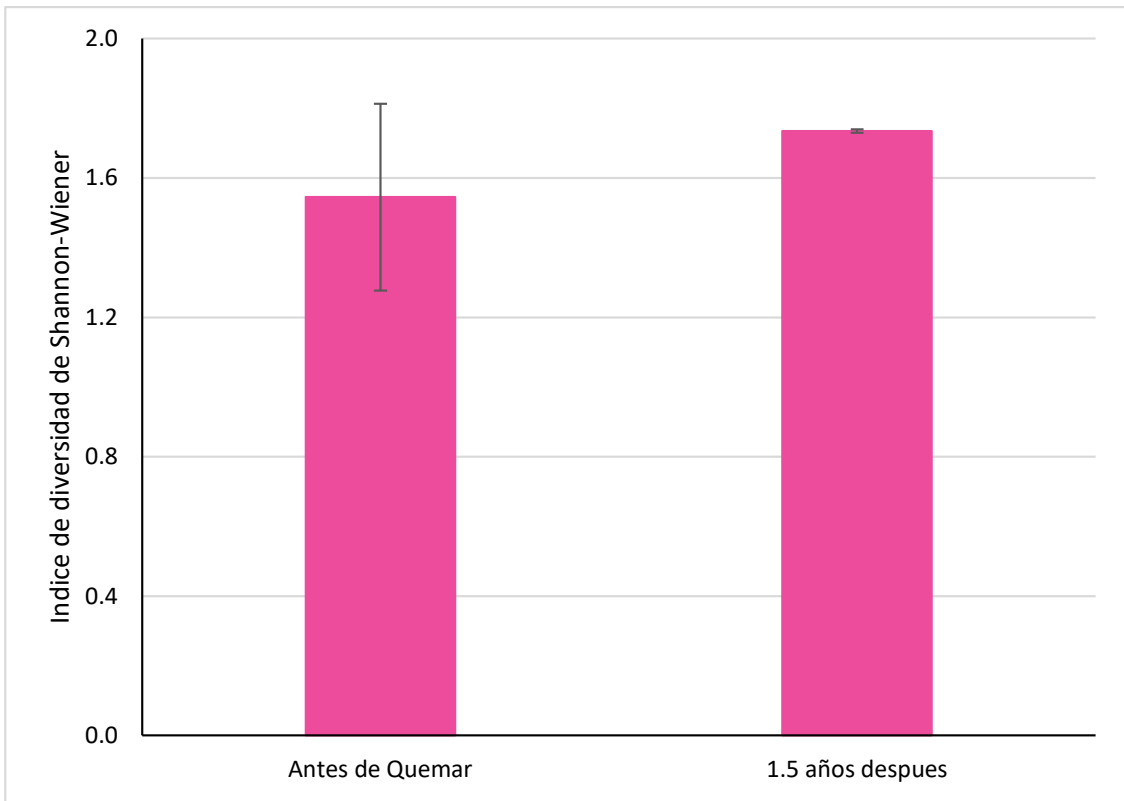


Figura 42. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de la vegetación antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.

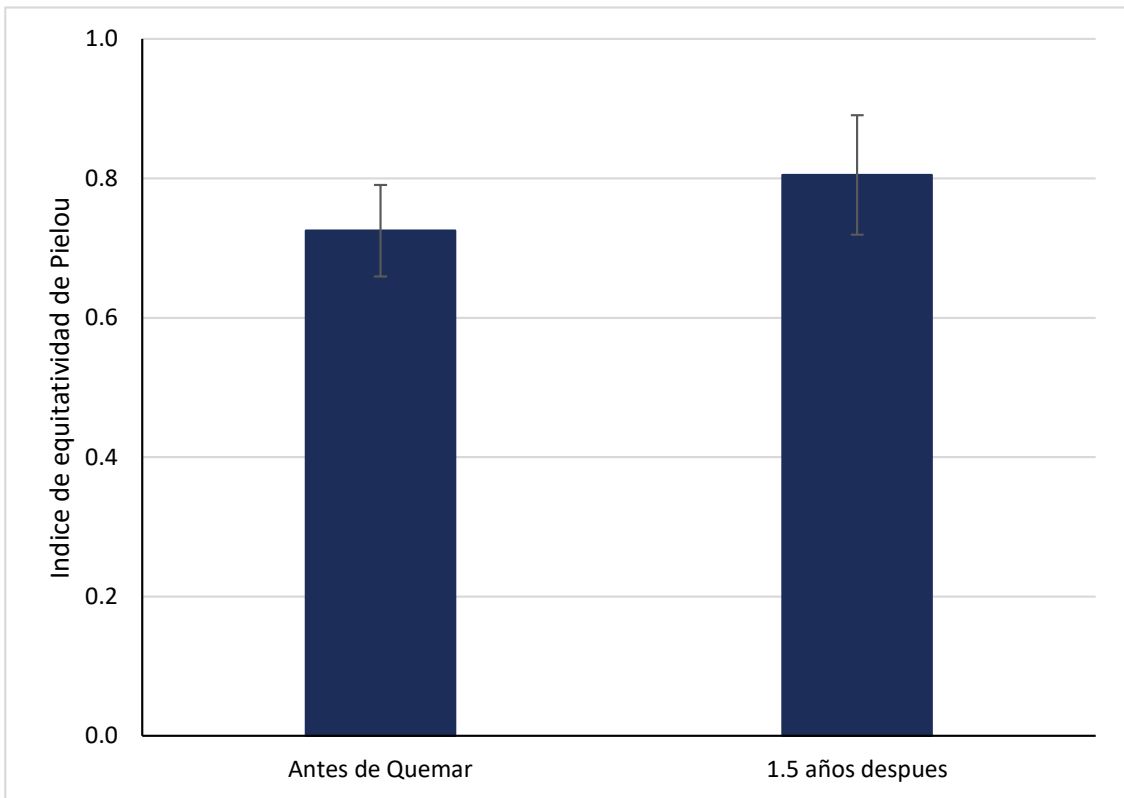


Figura 43. Índice de equitatividad de Pielou de la vegetación antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.

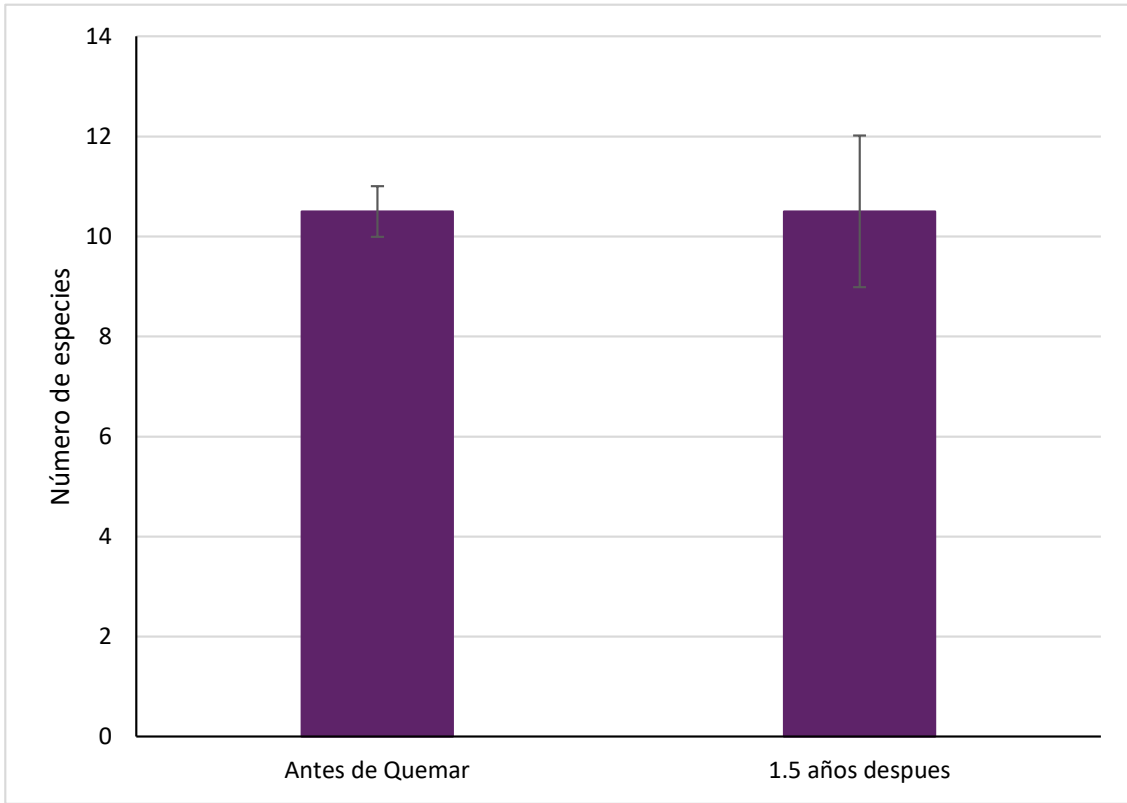


Figura 44. Número de especies vegetales antes y un año y medio después de la quema. Barras verticales, error estándar.



Figura 45. Farelo antes y un año y medio después de la quema

### *Inventarios de combustible*

En la Tabla 13 se resumen las variables del complejo de combustible un año y medio después de la quema.

Tabla 13. Características medias del complejo de combustible un años y medio después de la quema. Entre paréntesis, error estándar.

Carga de combustible (t/ha)	Carga GI vivo (t/ha)	Carga GI muerto(t/ha)	Densidad aparente vegetación (kg/m <sup>3</sup> )	Densidad aparente cubierta orgánica del suelo (kg/m <sup>3</sup> )
18,0 (3,1)	3,9 (0,8)	1,9 (0,6)	3,7 (0,3)	40 (0,3)

La carga total suponía el 51% del valor inicial. Por su parte, los valores de carga del combustible fino vivo y seco representaban un 19% y un 26% de sus cargas iniciales, respectivamente. En ese tiempo se han fijado 33,7 t/ha de CO<sub>2</sub> atmosférico en la biomasa aérea.

## Cambios en el suelo y susceptibilidad a la erosión

Aunque la evaluación de las quemas no incluyó mediciones de pérdidas de suelo, la prospección de la severidad del fuego en el suelo y las mediciones del régimen térmico nos proporcionan información suficiente para hacerlo. Los niveles de severidad bajos y muy bajos encontrados en las zonas de quema no suponen una alteración significativa de las propiedades del suelo ni un aumento de la susceptibilidad a la erosión como describen Vega et al. (2013) y Fernández y Vega (2016b).

En general, los efectos limitados del fuego prescrito sobre el suelo, escorrentía y erosión se deben a dos factores clave: el limitado calentamiento del suelo (De Luis et al., 2003; Vega et al. 2005; Fernández et al. 2012) y el efecto protector de la cubierta superficial remanente (Vega et al. 2005; Fernández et al. 2012; Stoof et al. 2012). El aumento de las temperaturas en la superficie del suelo parece afectar directamente a la erosión del suelo (Figura 40), lo que subraya la importancia de controlar el calentamiento del suelo durante la ejecución del fuego prescrito que se ve influido por el patrón de ignición y la cantidad de humedad en la hojarasca y el suelo (Vega et al. 2005; Stoof et al. 2011). Tras la quema, lo ideal es que la cubierta orgánica del suelo cubra > 70-80% de la superficie del suelo para minimizar el riesgo de erosión.

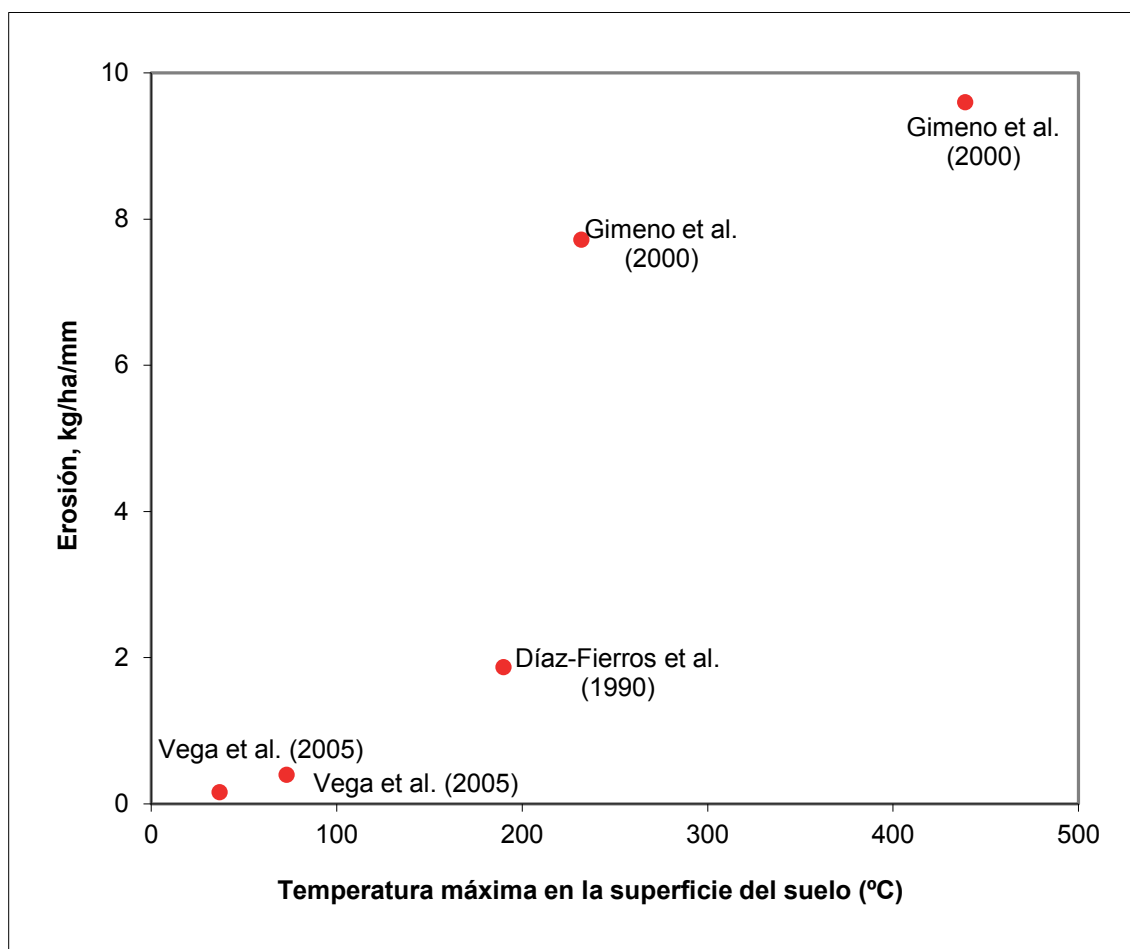


Figura 46. Relación entre la temperatura máxima en la superficie del suelo y erosión del suelo en quemas experimentales en áreas de matorral.

## Anexo I

Table 1. Lista de especies presentes en las zonas de estudio

### Especie

*Ulex europaeus* L.

*Ulex gallii* Planch.

*Pterospartum tridentatum* (L.) Willk.

*Halimium lasianthum* ssp. *alyssoides* (Lam.) Greuter

*Erica umbellata* (L.) Loefl.

*Erica cinerea* L.

*Calluna vulgaris* (L.) Hull

*Daboecia cantabrica* (Huds.) K. Koch

*Arenaria montana* L.

*Xolantha globulariifolia* (Lam.) Gallego, Muñoz Garm. & C. Navarro

*Lithodora fruticosa* (L.) Griseb.

*Rubus* sp. L.

*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn

*Agrostis curtisii* Kerguélen

*Agrostis tenuis* Sibth.

*Agrostis delicatula* Pourret

*Pseudarrhenatherum longifolium* (Thore) Rouy

*Holcus lanatus* L.

*Teucrium scorodonia* L.

*Digitalis purpurea* L.

*Senecio vulgaris* L.

*Hypochoeris radicata* L.

*Andryala integrifolia* L.

*Simethis matiazzii* (Vand.) Sacc.

*Hypericum perforatum* L.

*Polygala microphylla* L.

*Polygala vulgaris* L.

*Mentha suaveolens* Ehrh.



## Bibliografía

Alday, J.G., Cox, E.S., Pakeman, R.J., Harris, M.P.K., Le Duc, M.G., Marrs, R.H., 2013. Effectiveness of Calluna-heathland restoration methods after invasive plant control. *Ecological Engineering* 54, 218-226.

Allen, K.A., Denelle, P., Ruiz, F.M.S., Santana, V.M., Marrs, R.H., 2016. Prescribed moorland burning meets good practice guidelines: A monitoring case study using aerial photography in the Peak District, UK. *Ecological Indicators* 62, 76-85.

Ascoli, D., Lonati, M., Marzano, R., Bovio, G., Cavallero, A., Lombardi, G., 2013. Prescribed burning and browsing to control tree encroachment in southern European heathlands. *Forest Ecology and Management* 289, 69-77.

Bartolomé, J., Plaixats, J., Fanlo, R., Boada, M., 2005. Conservation of isolated Atlantic heathlands in the Mediterranean region: effects of land-use changes in the Montseny biosphere reserve (Spain). *Biological Conservation* 122, 81-88.

Bergeron, Y., Leduc, C., Harvey, B.D., Gauthier, S., 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36, 81-95.

Bokdam, J., Gleichman, J.M., 2000. Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology* 37, 415-431.

Borghesio, L., 2014. Can fire avoid massive and rapid habitat change in Italian heathlands? *Journal for Nature Conservation* 22, 68-74.

Brockway, D.G., Gatewood, R.G., Paris, R.B., 2002. Restoring fire as an ecological process in shortgrass prairie ecosystems: initial effects of prescribed burning during the dormant and growing seasons. *Journal of Environmental Management* 65, 135-152.

Bruce, M.A., Goldammer, J.G., 2004. The use of prescribed fire in the land management of Western and Baltic Europe. *International Forest Fire News* 30, 2-13.

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

Calvo, L., Baeza, J., Marcos, E., Santana, V.M., Papanastasis, V.P., 2012. Post-fire management of shrublands. En: Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., De las Heras, J. (Eds.). Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests; Managing Forest Ecosystems; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, Volume 24, 293–319

Canfield, R.H., 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*. 39, 399-394.

Casal, M., Basanta, M., González, F., Montero, R., Pereiras, J., Puentes, A., 1990. Post-fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia (NW Spain). En: Goldammer, J., Jenkins, M.J. (Eds). *Fire in Ecosystems Dynamics*, SPB Academic Publishing, The Hague, 33-42.

Cawson, J.G., Sheridan, G.J., Smith, H.G., Lane, P.N.J., 2013. Effects of fire severity and burn patchiness on hillslope-scale surface runoff, erosion and hydrologic connectivity in a prescribed burn. *Forest Ecology and Management* 310, 219-233.

Cotton, D.E., Hale, W.H.G., 1994. Effectiveness of Cutting as an Alternative to Burning in the Management of *Calluna vulgaris* Moorland: Results of an Experimental Field Trial. *Journal of Environmental Management* 40, 155-159.

Cruz, A., Pérez, B., Quintana, J.R., Moreno, J.M., 2002. Resprouting in the Mediterranean-type shrub *Erica australis* affected by soil resource availability. *Journal of Vegetation Science*. 13, 541-650.

Christensen, P., Recher, H., Hoare, J., 1981. Responses of open forests (dry sclerophyll forests) to fire regimes. En: Gill, A.M.; Groves, R.H.; Noble, I.R. (Eds). *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science, Canberra, 367–393.

Davies, G., Bodart, J., 2015. Changes in vegetation diversity and composition following livestock removal along an upland elevational gradient. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 8, 582-589.

Davies, M.G., Gray, A., Hamilton, A., Legg, C.J., 2008. The future of fire management in the British uplands. *International Journal of Biodiversity Science & Management* 4, 127-147.

De Luis, M., González-Hidalgo, J.C., Raventós, J., 2003. Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degradation and Development* 14, 203-213.

Díaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Pérez, R., Taboada, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soils from Galicia (NW Spain). En: Goldammer, J.G., Jenkins, M.J. (Eds.), *Fire in Ecosystem Dynamics*. SPB Academic Publishing, The Hague, 103-116.

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

Fernandes, P.M., Botelho, H.S., 2003. A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire* 12, 117–128

Fernández, C., 2021. Medium-term effects of straw helimulching on post-fire vegetation recovery in shrublands in north-west Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 30, 301-305

Fernández, C., 2023. Carbon Loss in Sediments and Sequestration in Vegetation after Wildfire and Mulching in a High-Severity Burned Area in NW Spain. *Journal of Sustainable Forestry*, 42, 506-517.

Fernández, C., Vega, J., 2014. Shrub recovery after fuel reduction treatments and a subsequent fire in a Spanish heathland. *Plant Ecology* 215, 1233-1243.

Fernández, C., Vega, J.A., 2016a. Effect of fuel treatments and backfiring on the recovery of an obligate seeder-dominated heathland. *Forest Systems* 25.

Fernández, C., Vega, J.A., 2016b. Modelling the effect of soil burn severity on soil erosion at hillslope scale in the first year following wildfire in NW Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41, 928-935.

Fernández, C., Vega, J.A., Fonturbel, T., Jiménez, E., Pérez, J.R., 2008. Immediate effects of prescribed burning, mastication and clearing on runoff, infiltration and erosion

in a shrubland area in Galicia (NW Spain). *Land Degradation and Development* 19, 502-515.

Fernández C., Vega J.A., Fontúrbel T., 2012. The effects of fuel reduction treatments on runoff, infiltration and erosion in two shrubland areas in the North of Spain. *Journal of Environmental Management* 105, 96-102

Fernández C., Vega J.A., Fonturbel T., 2013a. Fuel reduction at a Spanish heathland by prescribed fire and mechanical shredding: Effects on seedling emergence. *Journal of Environmental Management* 129, 621-627.

Fernández C., Vega J.A., Fonturbel T., 2013b. Effects of fuel reduction treatments on a gorse shrubland soil seed bank in the north of Spain: Comparing mastication and prescribed burning. *Ecological Engineering*, 57, 79-87

Fernández C., Vega J.A., Fonturbel T., 2015. Does shrub recovery differ after prescribed burning, clearing and mastication in a Spanish heathland? *Plant Ecology* 216, 429-437.

Fernández, C., Vega, J.A., Fontúrbel, T., 2019. Does helimulching after severe wildfire affect vegetation recovery in a coastal area of Northwest Spain?. *Landscape and Ecological Engineering*, 15, 337-345

Fernández, C., Fernández-Alonso, J.M., Keizer, J.J., Girona-García, A. 2021. Guía para la evaluación de campo de la severidad del fuego en el suelo. ISBN: 978-84-124269-3-9. 40 págs.

Fosberg, M.A., Lancaster, J.W., Schroeder, M.J., 1970. Fuel moisture response—drying relationships under standard and field conditions. *Forest Science* 16, 21–128.

Gardner, S.M., Usher, M.B., 1989. Insect abundance on burned and cut upland *Calluna* heath. *Entomologist* 108, 147-157.

Glaves, D.J., Morecroft, M., Fitzgibbon, C., Lepitt, P., Owen, M., Philips, S., 2013. Natural England's Review of upland Evidence 2012-The effects of managed burning on upland peatland biodiversity, carbon and water. *Natural England Evidence Review*. Number 4. In, p. 155.

Gill, A.M. 1977. Management of fire prone vegetation for plant species conservation in Australia. *Search* 8, 20–26.

Gimeno, E., Andreu, V., Rubio, J.L., 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51, 201-210.

Gimingham, C.H., 1972. *Ecology of heathlands*. Chapman & Hall, London.

Gimingham, C.H., Chapman, S.B., Webb, N.R., 1979. European heathlands. En: Specht, R.L. (Ed.), *Ecosystems of the world. Heathlands and related dwarf shrublands*. Elsevier, Amsterdam, 365-413.

Goldammer, J.G., Hoffman, G., Bruce, M.A., Komsrashov, L., Verkhovets, S., Kisikyakhov, Y.K., Rydkvist, T., Page, H., Brunn, E., Lovén, L., Eerikainen, K., Nikolov, N., Chuluunbatar, T.O., 2007. The Eurasian Fire in Nature Conservation Network (EFNCN): Advances in the use of prescribed fire in nature conservation, landscape management in temperate-boreal Europe and adjoining countries in Southeast Europe, Caucasus, Central Asia and Northeast Asia. 4th International Wildland Fire Conference Sevilla.

Grant, M.C., Mallord, J., Stephen, L., Thompson, P.S., 2012. The costs and benefits of grouse moor management to biodiversity and aspects of the wider environment: a review. RSPB Research Report p. 99.

Hancock, M.H., Amphlett, A., Proctor, R., Dugan, D., Willi, J., Harvey, P., Summers, R.W., 2011. Burning and mowing as habitat management for capercaillie *Tetrao urogallus*: An experimental test. *Forest Ecology and Management* 262, 509-521.

Härdtle, W., Niemeyer, M., Niemeyer, T., Assmann, T., Fottner, S., 2006. Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* 43, 759-769.

Harper, A.R., Doerr, S.H., Santin, C., Froyd, C.A., Sinnadurai, P., 2018. Prescribed fire and its impacts on ecosystem services in the UK. *Science of The Total Environment* 624, 691-703.

Harris, M.P.K., Allen, K.A., McAllister, H.A., Eyre, G., Le Duc, M.G., Marrs, R.H., 2011. Factors affecting moorland plant communities and component species in relation to prescribed burning. *Journal of Applied Ecology* 48, 1411-1421.

Hester, A.J., Sydes, C., 1992. Changes in burning of Scottish heather moorland since the 1940s from aerial photographs. *Biological Conservation* 60, 25-30.

Hiers, J.K., O'Brien, J.J., Varner, J.M., - Butler, B. W., Dickinson, M., Furman, J., Gallagher, M., Godwin, D., Goodrick, S. L., Hood, S. M., Hudak, A., Kobziar, L. N., Linn, R., Loudermilk, E. L., McCaffrey, S., Robertson, K., Rowell, E. M., Skowronski, N., Watts, A.C., Yedinak, K. M., 2020. Prescribed fire science: the case for a refined research agenda. *Fire Ecology*, 16, 11.

Hobbs, R.J., Gimingham, C.H., 1984a. Studies on Fire in Scottish Heathland Communities II. Post-Fire Vegetation Development. *Journal of Ecology* 72, 585-610.

Hobbs, R.J., Gimingham, C.H., 1984b. Studies on Fire in Scottish Heathland Communities: I. Fire Characteristics. *Journal of Ecology* 72, 223-240.

Hobbs, R.J., Gimingham, C.H., 1987. Vegetation, Fire and Herbivore Interactions in Heathland. In: Macfadyen, A., Ford, E.D. (Eds.), *Advances in Ecological Research*. Academic Press, pp. 87-173.

Hobbs, R.J., Mallik, A., H. Gimingham, C., 1984. Studies on Fire in Scottish Heathland Communities: III. Vital Attributes of the Species. *Journal of Ecology* 72, 963-976.

Krebs, P., Pezzatti, G.B., Mazzoleni, S., Talbot, L., Conedera, M., 2010. Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in Biosciences* 129:53-69.

Lambert, B., 2010. The French Prescribed burning network and its professional team in Pyrénées Orientales: Lessons drawn from 20 years of experience. En: Montiel, C., Kraus, D. (Eds.), *Best practices of fire use-Prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-study regions in Europe*. European Forest Institute.

Lázaro, A., 2010. Development of prescribed burning and suppression fire in Europe. En: Montiel, C., Kraus, D. (Eds.), *Best practices of fire use-Prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-study regions in Europe*. European Forest Institute, pp. 17-31.

Legg, C.J., Maltby, E., Proctor, M.C.F., 1992. The ecology of severe moorland fire on the North York moors: seed distribution and seedling establishment of *Calluna vulgaris*. *Journal of Ecology* 80, 737-752.

Madrigal, J., Espinosa, J., Vidal-Cordero, J.M., Carro, F., Almodóvar, J., Mateo, J.F., Senra, F., Martín, M., Muñoz-Reinoso, J.C., Prats, S.A., Martín-Pinto, P., Jiménez, E., Fontúrbel, T., Vega, J.A.; Moya, D., De las Heras, J., Lucas-Borja, M.E., Guijarro, M. Carrillo-García, C., Hernando, C., de la Cruz, A. C., Pardavila, X., Díaz-Delgado, R., Montes, F., González, D., López-Santalla, A., Cerdá, X. 2022. Efectos del fuego en los ecosistemas: resultados de quemas experimentales en espacios protegidos. En: Los incendios en la Red Natura 2000: situación, prevención y propuestas para una gestión integral. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 135-150.

Måren, I., Janovský, Z., Spindelböck, J., Daws, M., Kaland, P., Vandvik, V., 2010. Prescribed burning of northern heathlands: *Calluna vulgaris* germination cues and seed-bank dynamics. *Plant Ecology* 207, 245-256.

Magurran, A. E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press: New Jersey, USA.

Mause, R., Kraus, D., Held, A., 2010. The use of prescribed fire for maintaining open *Calluna* heathlands in North Rhine-Westphalia. En: Montiel, C., Kraus, D. (Eds.), *Best practices of fire use-Prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-study regions in Europe*. European Forest Institute, pp. 77-88.

Mclver, James D.; Erickson, Karen; Youngblood, Andrew P. 2012. Principal short-term findings of the National Fire and Fire Surrogate study. General Technical Report PNW-GTR-860. Portland, OR: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 210 p.

Mclver, J.D., Stephens, S.L., Agee, J.K., Barbour, J., Boerner, R.E.J., Edminster, C.B., Erickson, K.L., Farris, K.L., Fettig, C.J., Fiedler, C.E., Haase, S., Hart, S.C., Keeley, J.E., Knapp, E.E., Lehmkuhl, J.F., Moghaddas, J.J., Otrosina, W., Outcalt, K.W., Schwillk, D.W., Skinner, C.N., Waldrop, T.A., Weatherspoon, C.P., Yaussy, D.A., Youngblood, A., Zack, S., 2013. *Ecological effects of alternative fuel-reduction treatments: highlights of the*

National Fire and Fire Surrogate study (FFS). *International Journal of Wildland Fire* 22, 63-82.

Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO). 2019. Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono. 29 págs.

Mohamed, A., Härdtle, W., Jirjahn, B., Niemeyer, T., von Oheimb, G., 2007. Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. *Plant Ecology* 189, 279-289.

Moreno, S., Villafuerte, R., 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 73, 81-85.

Moreno, S., Rouco, C., 2013. Responses of a small-mammal community to habitat management through controlled burning in a protected Mediterranean area. *Acta Oecologica* 49, 1-4.

Muñoz, A., Alvarez, R., Pesqueira, X.M., García-Duro, J., Reyes, O., Casal, M. 2010. Burning in the management of heathlands of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix*: effects on structure and diversity. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 19, 69-81.

Naveh, Z., 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29, 199-208

Newton, A.C., Stewart, G.B., Myers, G., Diaz, A., Lake, S., Bullock, J.M., Pullin, A.S., 2009. Impacts of grazing on lowland heathland in north-west Europe. *Biological Conservation* 142, 935-947.

Niemeyer, T., Niemeyer, M., Mohamed, A., Fottner, S., Härdtle, W., 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science* 8, 183-192.

Niemeyer, M., Niemeyer, T., Fottner, S., Härdtle, W., Mohamed, A., 2007. Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands. *Biological Conservation* 134, 344-353.

Oliveras, I., Bell, T., 2008. An Analysis of the Australian Literature on Prescribed Burning. *Journal of Forestry* 106, 31-37.



Paula, S., Pausas, J.G., 2008. Burning seeds: germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability. *Journal of Ecology*. 96, 543-552.

Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience* 59, 593-601.

Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A., Vallejo, R., 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire* 17, 713-723.

Pearce-Higgins, J.W., Grant, M.C., 2006. Relationships between bird abundance and structure of moorland vegetation. *Bird Study* 53, 112-125.

Pereiras, J.; Casal, M. 2002. Dynamics of an *Ulex* shrubland community subjected to prescribed burning. En: Trabaud, L.; Prodon, R. (eds.). *Fire and Biological Processes*. Backhuys Pub. The Netherlands: 43-56.

Pyne, S.J.; Andrews, P.L.; Laven, R.D. 1996. *Introduction to wildland fire*. John Wiley, New York

PLADIGA., 2023. Plan de prevención y defensa contra los incendios forestales de Galicia. Xunta de Galicia. 270pp.

Pons, P., Henry, P.-Y., Gargallo, G., Prodon, R., Lebreton, J.-D., 2003. Local survival after fire in Mediterranean shrublands: combining capture-recapture data over several bird species. *Population Ecology* 45, 187-196.

Reyes, O., Casal, M., 2008. Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science*. 19, 575-583.

Russell-Smith, J., Cook, G.D., Cooke, P.M., Edwards, A.C., Lendrum, M., Meyer, C., Whitehead, P.J., 2013. Managing fire regimes in north Australian savannas: applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11, e55-e63.

Schwilk, D.W., Keeley, J.E., Bond, W.J., 1997. The intermediate disturbance hypothesis does not explain fire and diversity pattern in fynbos. *Plant Ecology* 132, 77-84.

Swetnam, T.W., Allen, C.D., Betancourt, J.L., 1999. Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecological Applications* 9, 1189-1206.

Stoof, C.R., De Kort, A., Bishop, T.F.A., Moore, D., Wesseling, J.G., Ritsema, C.J., 2011. How Rock Fragments and Moisture Affect Soil Temperatures during Fire. *Soil Science Society of America Journal*, 75, 1133-1143.

Stoof, C. R., Vervoort, R. W., Iwema, J., van den Elsen, E., Ferreira, A. J. D., Ritsema, C. J., 2012. Hydrological response of a small catchment burned by experimental fire *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 267–285

Thompson, D.B.A., MacDonald, A.J., Marsden, J.H., Galbraith, C.A. 1995. Upland heather moorland in Great Britain: a review of international importance, vegetation change and some objectives for nature conservation. *Biological Conservation* 71,163–78.

Tubbs, C.R., 1974. Heathland management in the New Forest, Hampshire, England. *Biological Conservation* 6, 303-306.

Twidwell, D., Rogers, W.E., Fuhlendorf, S.D., Wonkka, C.L., Engle, D.M., Weir, J.R., Kreuter, U.P., Taylor Jr, C.A., 2013. The rising Great Plains fire campaign: citizens' response to woody plant encroachment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11, e64-e71.

van Mantgem, P.J., Caprio, A.C., Stephenson, N.L., Das, A.J., 2016. Does Prescribed Fire Promote Resistance to Drought in Low Elevation Forests of the Sierra Nevada, California, USA?. *Fire Ecology*. 12, 13–25.

Vandvik, V., Heegaard, E., Maren, I.E., Aarrestad, P.A., 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. *Journal of Applied Ecology* 42, 139-149.

van Wilgen, B.W., 2013. Fire management in species-rich Cape fynbos shrublands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11, e35-e44.

Vega, J.A., Pérez-Gorostiaga, P., Cuiñas, P., Fontúrbel, M.T., Fernández, C., 2001. Manual de queima prescrita para matogueiras de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia, 170 pp.+ 83 illus. ISBN 84-453-3142

Vega, J.A., Fernández, C., Fonturbel, T., 2005. Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation and Development* 15, 1-15.

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 and Soil*. 369, 73-91.

Vega, J.A., Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J., Fernández, C., Jiménez, E., Fernández-Alonso, J., Vega-Nieva, D., Briones-Herrera, C., Alonso-Rego, C., Fontúrbel, T., Ruiz-González, A., 2022. Modelling aboveground biomass and fuel load components at stand level in shrub communities in NW Spain. *Forest Ecology and Management*. 505, 119926.

Vega, J.A., Álvarez-González, J.G., Arellano-Pérez, S., Fernández, C., Cuiñas, P., Jiménez, E., Fernández-Alonso, J.M., Fontúrbel, T., Alonso-Rego, C., Ruiz-González, A.D. 2024. Developing customized fuel models for shrub and bracken communities in Galicia (NW Spain). *Journal of Environmental Management*, 351, 119831.

Velle, L.G., Nilsen, L.S., Vandvik, V., 2012. The age of *Calluna* stands moderates post-fire regeneration rate and trends in northern *Calluna* heathlands. *Applied Vegetation Science* 15, 119-128.

Webb, N.R., 1990. Changes on the Heathlands of Dorset, England, between 1978 and 1987. *Biological Conservation* 51, 273-286.

## Agradecimientos

Muchas personas han colaborado en los trabajos de campo y laboratorio recogidos en el presente documento a los que es obligado agradecer su esfuerzo y dedicación

### *Personal del centro de Investigación Forestal de Lourizán*

José Gómez	Jesús Pardo
Emilia Puga	Elías Blanco
Oscar Camino	José Suárez
Alvaro Dionisio	Iván Losada
Pablo López	Ignacio Magariños
Antón Novales	Alicia Celdrán

### *Personal del SPIF*

Personal del Distrito VIII- Terra de Lemos  
Personal del Distrito XVI- Deza-Tabeirós

Un agradecimiento especial a Alberto Ledo y Diego de Luis.





ISBN-13: 978-84-09-58710-0



9 788409 587100

