



9CFE-1835

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

Organiza





El rol del tamaño de hueco en el ramoneo del regenerado natural de pino silvestre: un análisis a través de fototrampeo

DE FRUTOS, S. (1), JAIME, L. (1,2), BAKŠEVIČIUS, T. (3), COLL, L. (1,2)

(1) Joint Research Unit CTFC-AGROTECNIO-CERCA, Ctra. Sant Llorenç de Morunys km. 2, 25280 Solsona, España

(2) Departament de Ciència i Enginyeria Forestal i Agrícola (DCEFA), Universitat de Lleida, Av. Alcalde Rovira Roure 191, 25198 Lleida, España

(3) Faculty of Forest Science and Ecology, Vytautas Magnus University Agriculture Academy, Studentų str. 11, LT-53361 Akademija, Kaunas, Lituania

Resumen

Para conseguir la regeneración de las masas forestales es necesario generar una apertura del dosel para facilitar la entrada de luz al suelo. El tamaño de hueco empleado para conseguir la regeneración de la masa depende principalmente del temperamento de la especie a regenerar, pero puede tener consecuencias a la hora de generar querencias en el comportamiento de los herbívoros, lo que puede suponer un problema para el éxito del proceso de regeneración en entornos con altas densidades de fauna silvestre ramoneadora. Buscando relacionar la etología de las principales especies de ungulados que presionan sobre la regeneración natural y el tamaño de hueco empleado, se han instalado 16 cámaras de fototrampeo en huecos de tamaño equivalente a distintos tratamientos selvícolas de habitual aplicación en la regeneración de pino silvestre (sin actuación, entresaca regularizada o por bosquetes y corta a hecho), situados en Lladurs (Lleida). Los resultados de este seguimiento muestran, por el momento, una mayor querencia por los espacios abiertos durante horarios nocturnos y crepusculares, siendo necesario seguir el monitoreo para llegar a conclusiones más sólidas.

Palabras clave

regeneración, ungulados, intensidad de ramoneo, selvicultura, bosquetes

1. **Introducción** El proceso de regeneración es uno de los momentos más críticos para mantener la continuidad de una masa forestal, debido a las diversas fases que lo componen y a los distintos factores que pueden condicionarlo. Existen factores intrínsecos, como la luz, cuya relevancia es clave para la regeneración natural. Particularmente, en el regenerado del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), especie de temperamento de media luz en la Península Ibérica, la radiación solar es uno de los factores clave para la fase de establecimiento del regenerado (CALAMA et al. 2017). Otros factores que pueden limitar esta fase son la sequía estival, la ocurrencia de heladas tardías (BARBEITO et al. 2009) y la competencia con herbáceas y otras especies leñosas (MONTERO et al. 2008). Asimismo, el ramoneo, tanto por parte de la actividad de pastoreo como por parte de la fauna silvestre, puede suponer un obstáculo para la persistencia del regenerado (GONZÁLEZ-MARTÍNEZ y BRAVO 1999). Dicha acción tiene la capacidad de retrasar el crecimiento (ZAMORA et al. 2001) y disminuir la viabilidad de las plántulas si la afección es severa (BRAVO et al. 2008). La apertura del

dosel arbóreo tiene un impacto significativo en el regenerado natural, ya que modifica la disponibilidad de luz, las condiciones microclimáticas y la competencia con otras especies vegetales (CALAMA et al. 2017). El tamaño de hueco empleado para promover la regeneración de la masa depende principalmente del temperamento de la especie a regenerar. Sin embargo, puede originar querencias en el comportamiento de los herbívoros, dificultando el éxito del proceso de regeneración en entornos con altas densidades de fauna silvestre ramoneadora (KUIJPER et al. 2009). Estudios previos han relacionado la intensidad de ramoneo con la disponibilidad y composición de la vegetación del sotobosque (FAISON et al. 2016; FELTON et al. 2022), la accesibilidad para la fauna y el comportamiento de la fauna herbívora frente a depredadores (CREEL et al. 2005). Huecos de mayor tamaño pueden ser más atractivos para los herbívoros debido a la entrada de sotobosque (herbáceas, arbustos y plántulas de árboles) y una mayor visibilidad frente al riesgo de depredación. El método de regeneración por aclareo sucesivo uniforme ha sido habitualmente el más aplicado en los pinares ibéricos de silvestre (MONTERO et al. 2008). Sin embargo, no siempre se consigue un regenerado adecuado, dado los numerosos factores bióticos y abióticos que condicionan la regeneración. Otros métodos de silvicultura adaptativa diseñados para promover mayor irregularidad y diversidad de las masas, como las cortas a hecho por bosquetes pequeños (BARBEITO et al. 2011; GARCÍA-GÜEMES y CALAMA 2015), podrían presentar ventajas frente a la presión de fauna ramoneadora. La apertura de huecos de menor escala podría evitar la presión del ramoneo en la regeneración natural mientras que favorecerían el éxito de la regeneración avanzada (VELAMAZÁN et al. 2018). No obstante, en nuestro país existen pocas experiencias con este tipo de cortas (DONÉS et al. 1994; MARTÍN-ALCÓN ET AL. 2014; DE FRUTOS et al. 2022), y en particular, que exploren la relación entre el tamaño de hueco y la presión de fauna ramoneadora.

2. **Objetivos** Nuestros objetivos principales son: (1) observar la existencia de querencias de la fauna por aperturas de mayor o menor tamaño en el contexto de las masas de *P. sylvestris* del Prepirineo catalán, y (2) cuantificar la intensidad de los daños sobre el regenerado, teniendo en cuenta que muchas de estas masas van a tener que ser regeneradas en un futuro próximo. Con los datos actualmente disponibles, solamente podemos presentar resultados sobre el primero de estos objetivos.
3. **Metodología** Se ha instalado un total de 16 cámaras de fototrampeo (modelo Arcea IXON-24) en aperturas de la cubierta forestal situadas en masas naturales de *P. sylvestris* localizadas en dos montes del municipio de Lladurs (Lleida): Vilanova d'Isanta y La Salada (Fig. 1). La localización de las cámaras sigue un gradiente de apertura, de forma que se consideraron cuatro tamaños de claro:
 - A: Control sin actuación, pero con presencia de regenerado bajo la cubierta del arbolado
 - B: Bosquete pequeño (tamaño < 0,1 ha)
 - C: Bosquete mediano (entre 0,3 y 0,8 ha)
 - D: Bosquete grande (o corta a hecho) de tamaño superior a 0,8 ha

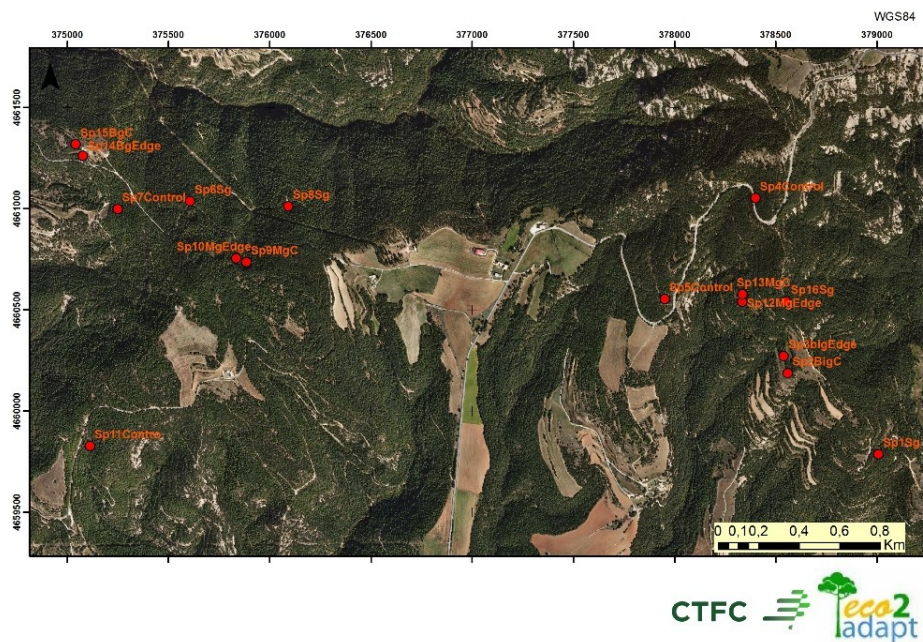


Figura 1. Distribución de las 16 cámaras de fototrampeo instaladas. En la nomenclatura utilizada Sg = bosqueque pequeño (tamaño B) y Mg = bosqueque mediano (C)

En los tamaños A y B se instalaron una cámara por localización, mientras que en los tamaños C y D se instalaron dos cámaras, una en el centro del hueco y otra en el borde. Los bosqueques de tamaño B son aperturas naturales de la masa por la mortalidad de algunos pocos árboles, los de tamaño C son bosqueques artificiales generados por cortas de regeneración realizadas en 2011 y los de tamaño D, al no practicarse cortas a hecho en estas masas con esas superficies de actuación (a diferencia de lo que puede ocurrir en otros lugares), se instalaron en antiguos pastizales abandonados donde se está produciendo colonización natural del arbolado tras el abandono de la actividad pascícola.

Las cámaras se instalaron siguiendo un protocolo estandarizado que se está desarrollando dentro del proyecto europeo Eco2Adapt, según el cual los dispositivos de fototrampeo se colocan a 3 metros de altura respecto del suelo, mirando hacia el suelo con un ángulo negativo respecto a la horizontal de unos 15°.

La recogida de imágenes y cambio de baterías de alimentación se realiza mensualmente. Las cámaras comenzaron su período de medición el día 20 de junio de 2024, y en esta comunicación se presentan resultados hasta mediados de diciembre. Está previsto continuar con esta monitorización durante al menos un año completo.

Para el análisis de las imágenes obtenidas y el reconocimiento de las especies de fauna que aparecen en ellas se ha utilizado PyrVision, un modelo de reconocimiento mediante inteligencia artificial que es capaz de reconocer 17 especies habituales en los ecosistemas forestales. Este modelo (cuyo código abierto



se puede consultar en <http://github.com/ArnauCampanera/PyrVision>) ha sido desarrollado por el Grupo de Biología de la Conservación del Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña (CTFC) en colaboración con el Centro de Visión por Computador (CVC) de la Universitat Autònoma de Barcelona.

4. Resultados

Se observa la existencia de un patrón que apunta hacia el mayor uso de los espacios más abiertos (D) por parte de la fauna ramoneadora (fig. 2). En los bosquetes medianos (C) se ha detectado una menor presencia de fauna, lo cual podría deberse a algunos fallos de funcionamiento en las cámaras situadas en este tamaño, probablemente tratándose de un artefacto.

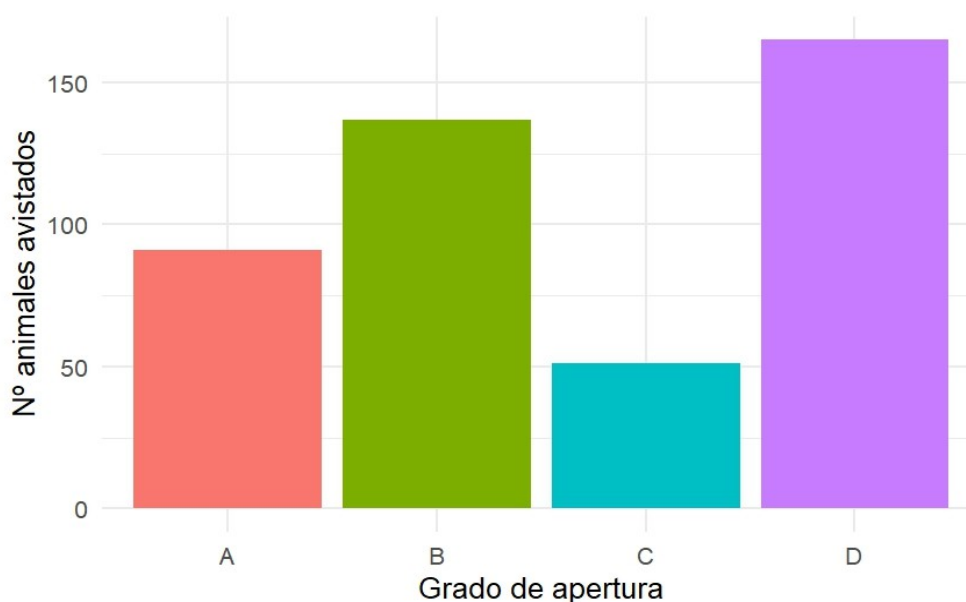


Figura 2. Número de animales avistados en las fotografías recogidas en función del tamaño de hueco

En cuanto a la distribución de avistamientos según el mes, en la mayoría de los meses los avistamientos han sido mayores en el tamaño más grande (D), salvo al principio del verano (junio y julio) donde hubo más avistamientos en las cámaras situadas en el tamaño pequeño (B) (Fig. 3).

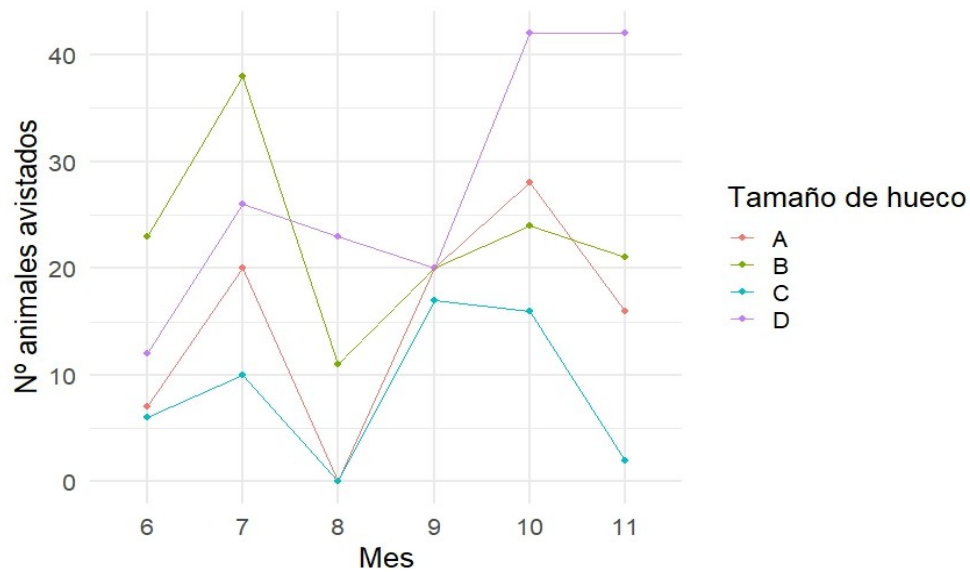


Figura 3. Número de animales avistados por mes del año (desde junio (6) hasta diciembre (12), según tamaño de hueco

En cuanto a las especies observadas, se trata de las habituales en los ecosistemas mediterráneos donde se encuentran las cámaras, como el corzo, el zorro, el ciervo o el jabalí. Todas estas especies son típicamente crepusculares o nocturnas, de ahí que los avistamientos se concentren en estos horarios más que a plena luz del día (Fig. 4). Además, se han observado puntualmente algunos muflones, tejones y liebres.

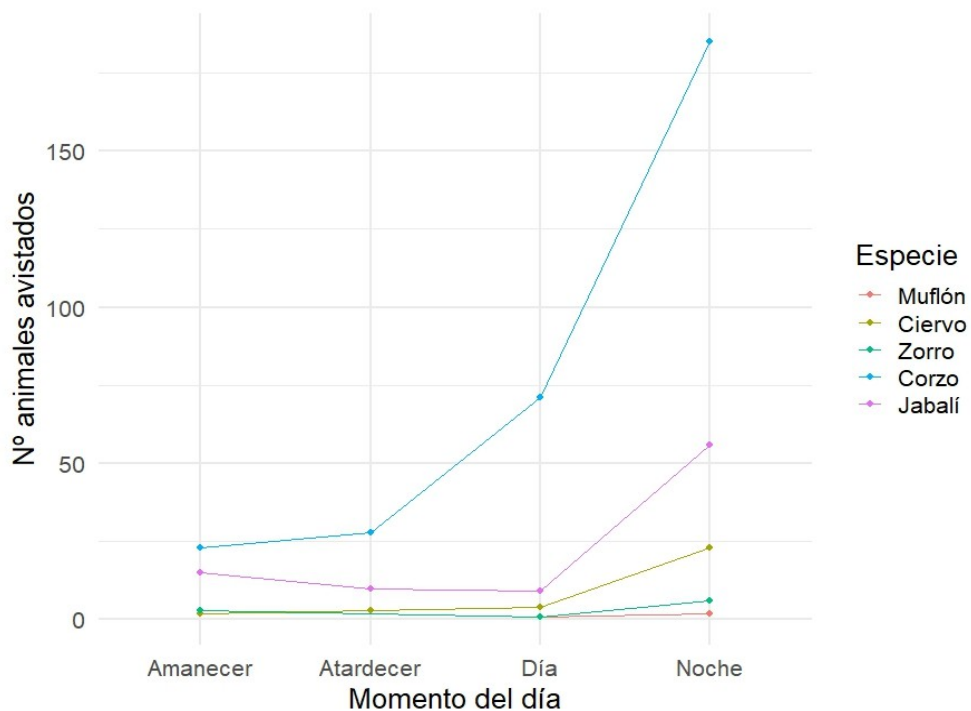


Figura 4. Número de animales avistados según momento del día (día, noche, amanecer y anochece), por especies de fauna

En la figura 5 también podemos observar algunos patrones temporales de actividad de las dos especies más observadas, corzo y jabalí. El corzo pasa a tener una actividad más crepuscular durante el otoño, mientras que el jabalí se vuelve

más nocturno. Ambas especies son más observadas a plena luz del día durante el verano.

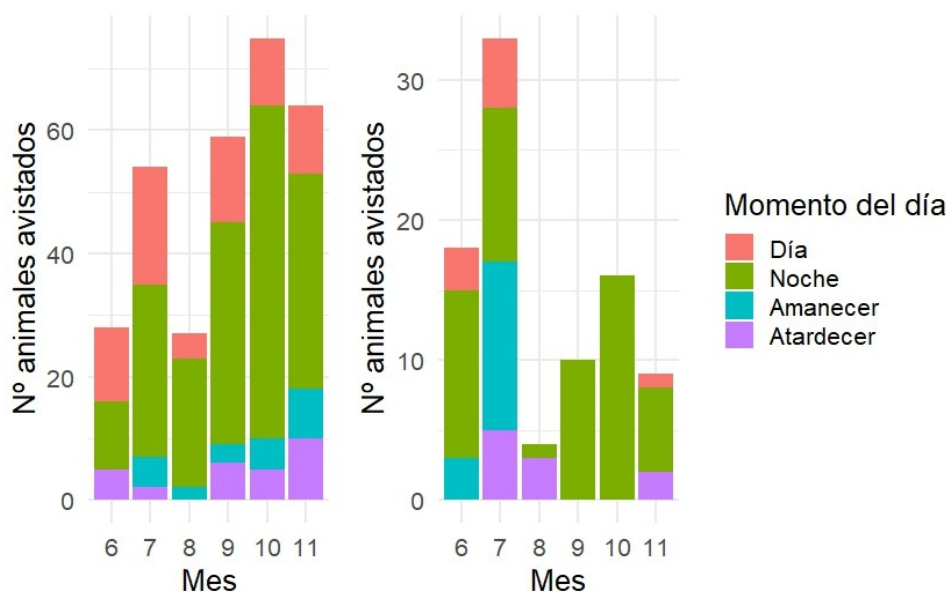


Figura 5. Número de animales avistados (corzo a la izquierda y jabalí a la derecha) por mes del año y momento del día

5. Discusión

Los resultados presentados son preliminares, pero ya muestran un patrón hacia un mayor uso de los espacios más abiertos. En un contexto donde la especie potencial a regenerar (el pino silvestre) presenta un temperamento de media luz (CALAMA et al. 2017), si se une el hecho de que se puede esperar un mayor uso por parte de la fauna en los espacios más abiertos (KUIJPER et al. 2009), todo conduce a recomendar aperturas más pequeñas para la regeneración de esta especie. Los bosquetes de pequeño tamaño (B), que podrían simular tanto aperturas naturales como pequeños huecos abiertos en cortas por entresaca pie a pie, no parecen atraer especialmente a la fauna, y son una alternativa viable para la regeneración de la especie, tal y como muestra AROCA (2017).

Los problemas técnicos que hemos tenido con las cámaras situadas en el tamaño C (bosquetes medianos) no permiten acabar de confirmar este patrón tamaño-querencia positivo. En los próximos meses se espera que se normalice su funcionamiento y podamos obtener resultados más fiables de este tamaño de bosque, de forma que se pueda analizar adecuadamente si el menor número de avistamientos es debido al mal funcionamiento de las cámaras o a otros factores.

Las especies de fauna observadas, como ya se ha comentado, son las habituales del medio mediterráneo, dominando el corzo al ser el ungulado más ligado a zonas boscosas (VIRGÓS y TELLERÍA 1998). La presencia puntual de muflón, que no es autóctono de la comarca del Solsonès, se debe a la existencia de un coto intensivo en las proximidades donde se realizan sueltas regulares de esta especie. Algunos



de estos ejemplares acaban escapando del coto y alimentándose en los alrededores. La distribución horaria de los avistamientos muestra el típico comportamiento crepuscular y nocturno de las especies observadas (LAGOS et al. 2012) con pocos avistamientos diurnos. No obstante, los patrones de actividad nocturna podrían variar según el momento del año (ZANNI et al. 2021)

En cuanto a la selección de hábitat según el momento del año, parece que se escogen por norma general los espacios abiertos, salvo los meses de junio y julio, donde son más visitados los bosquetes pequeños. Dicho patrón podría estar relacionado con el cambio estacional de actividades. El jabalí muestra una mayor actividad durante el verano y el otoño concentrada en las horas de luz del día (ZANNI et al. 2021). La visita de huecos más pequeños en el verano podría encontrarse relacionado con la disponibilidad de sombra y sotobosque. Por el contrario, durante el invierno, su comportamiento se vuelve más nocturno. En el caso del corzo, la actividad crepuscular y nocturna se concentra principalmente durante el otoño, el invierno y el verano, mientras que son más activos durante el día en época primaveral a causa del nacimiento de cervatillos y la actividad territorial de los machos (VIRGÓS y TELLERÍA 1998; ZANNI et al. 2021).

Además de continuar con el seguimiento, los datos recolectados durante los próximos meses deberían permitir relacionar la frecuencia de visitas a los espacios monitorizados con los daños causados en el regenerado. Para ello se plantea utilizar tanto los resultados del ramoneo producido en plantaciones instaladas dentro de bosquetes en el área de estudio, como los del ramoneo en el regenerado natural inducido tras las cortas, cuyo control se realizará en los próximos meses.

6. Conclusiones

Se observa una mayor frecuentación de los espacios más abiertos por parte de la fauna ramoneadora, especialmente durante los horarios crepusculares y nocturnos. Es necesario continuar con el monitoreo para confirmar los resultados preliminares, además de incluir una evaluación de los daños asociados a la frecuencia de aparición de las especies.

7. Agradecimientos

Queremos agradecer a Anna Fontova, Gil Torné y Ariadna Martínez por su asistencia técnica en campo a la hora de instalar, recoger datos y mantener las cámaras de fototrampeo. Este trabajo está financiado a través del proyecto Eco2Adapt “Ecosystem-based Adaptation and Changemaking to Shape, Protect and Maintain the Resilience of Tomorrow’s Forests”, financiado a través de Horizon Europe (código de proyecto 101059498).

8. Bibliografía

AROCA FERNÁNDEZ, M.J. 2016. La regeneración natural del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) en el Valle del Lozoya (Madrid): germinación y supervivencia inicial. Tesis Doctoral. ETSI Montes, UPM. <https://doi.org/10.20868/UPM.thesis.39601>



BRAVO FERNÁNDEZ, J.A.; ROIG, S.; AROCA, P.; GASTÓN, A.; SERRADA, R.; 2008. Pastoreo y regeneración: condicionantes a la gestión forestal. Caso de un pinar de silvestre: monte Cabeza de Hierro (Rascafría, Madrid). En: FERNÁNDEZ-REBOLLO, P.; GÓMEZ CABRERA, A.; GUERRERO, J.E.; GARRIDO, A.; CALZADO, C.; GARCÍA-MORENO, A.M.; CARBONERO, M.D.; BLÁZQUEZ, A.; ESCUÍN, S.; CASTILLO, S. (eds.) Pastos, clave en la gestión de los territorios: Integrando disciplinas, pp. 551-557. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca.

BARBEITO, I.; FORTIN, M.J.; MONTES, F.; CAÑELLAS, I.; 2009. Response of pine natural regeneration to small-scale spatial variation in a managed Mediterranean mountain forest. *Appl Veg Sci* 12 488-503.

BARBEITO, I.; LEMAY, V.; CALAMA, R.; CAÑELLAS, I.; 2011. Regeneration of Mediterranean *Pinus sylvestris* under two alternative shelterwood systems within a multiscale framework. *Can J For Res* 41(2) 341-351.

CALAMA, R.; MANSO, R.; LUCAS-BORJA, M.E.; ESPELTA, J.M.; PIQUÉ, M.; BRAVO F.; DEL PESO, C.; PARDOS, M.; 2017. Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. *For Syst* 26:eR02S.

CREEL, S.; WINNIE, J.; MAXWELL, B.; HAMLIN, K.; CREEL, M.; 2005. Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology* 86 (12) 3387–3397.

DE FRUTOS, S.; BENGUA, D.; BRAVO-FERNÁNDEZ, J.A.; CONDÉS, S.; ROIG-GÓMEZ, S.; RUIZ-PEINADO, R.; MIREN DEL RÍO, M.; 2022. Masas naturales de *Pinus sylvestris* L. en el Alto Iregua (La Rioja): regeneración tras aclareo sucesivo uniforme y cortas a hecho por bosquetes. *Acta 8º Congreso Forestal Español, Lleida*.

DONÉS J.; MONTERO G.; MADRIGAL A.; CABRERA M.; 1994. Study and characterization of *Pinus sylvestris* L. regeneration in “Pinar de Valsaín” forest. *Inves Agr: Sist Rec For Fuera de Serie* 3:141-148

FAISON, E.K.; DESTEFANO, S.; FOSTER, D.R.; PLOTKIN, A.B.; 2016. Functional response of ungulate browsers in disturbed eastern hemlock forests. *For Ecol Manag* 362: 177-183.

FELTON, A.M.; HEDWALL, P.; FELTON, A.; WIDEMO, F.; WALLGREN, M.; HOLMSTRÖM, E.; LÖFMARCK, E.; MALMSTEN, J.; WAM, H.K.; 2022. Forage availability, supplementary feed and ungulate density: Associations with ungulate damage in pine production forests. *For Ecol Manage* 513 120187.

GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C.; BRAVO, F.; 1999. Regeneración natural,



establecimiento y primer desarrollo del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.). *Investigación Agraria* 8 (1) 225-247.

KUIJPER, D.P.J.; CROMSIGT, J.P.G.M.; CHURSKI, M.; ADAM, B.; JĘDRZEJEWSKA, B.; JĘDRZEJEWSKI, W.; 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *For Ecol Manage* 258 (7) 1528-1535.

LAGOS, L.; PICOS, J.; VALERO, E.; 2012. Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *Eur J Wildl Res* 58 661–668.

MONTERO, G.; DEL RÍO M.; ROIG S.; ROJO, A.; 2008. Selvicultura de *Pinus sylvestris* L. En: SERRADA, R.; MONTERO, G.; REQUE, J.A. (eds.): *Compendio de selvicultura aplicada en España*, pp. 503-534. INIA-FUCOVASA, Madrid.

VELAMAZÁN, M.; SAN MIGUEL, A.; ESCRIBANO, R.; PEREA, R.; 2018. Compatibility of regeneration silviculture and wild ungulates in a Mediterranean pine forest: implications for tree recruitment and woody plant diversity. *Annals of Forest Science* 73: 75.

VIRGÓS, E.; TELLERÍA, J.L.; 1998. Roe deer habitat selection in Spain: constraints on the distribution of a species. *Can. J. Zool.* 76 1294–1299.

ZAMORA, R.; GÓMEZ, J.M.; HÓDAR, J.A.; CASTRO, J.; GARCÍA, D.; 2001. Effect of browsing by ungulates on sapling growth of Scots pine in a Mediterranean environment: consequences for forest regeneration. *For Ecol Manage* 144 33-42.