

IMPACTBOAR: EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL JABALÍ (SUS SCROFA) SOBRE LAS COMUNIDADES DE PRADOS, REGENERACIÓN DEL ARBOLADO Y ESPECIES ANIMALES CLAVE EN EL PARQUE NACIONAL D' AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI

JOSEP MARIA ESPELTA¹, CARMÉ ROSEL^{2,3}, ALBERTO MUÑOZ⁴, FERRAN NAVÀS², MARC FERNÁNDEZ-BOU², PAU SUNYER¹, GUILLEM BAGARIA¹, RAÚL BONAL^{5,6}

RESUMEN

La reciente expansión del jabalí en Europa también ha ocurrido en la alta montaña, donde se ha detectado su presencia por encima de los 2.000 m en el período estival. Sin embargo, existe todavía poca información sobre el impacto del jabalí en estos ecosistemas. IMPACTBOAR analizó el uso estacional de los hábitats del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici por el jabalí, y su impacto sobre: i) las comunidades de pastos silíceos y calcícolas, ii) el reclutamiento de especies arbóreas, iii) las poblaciones de roedores forestales (*Apodemus* spp.) clave para la dispersión de semillas y iv) la depredación de algunas especies amenazadas (ej. Urogallo, *Tetrao urogallus*). Nuestros resultados indicaron que la presencia del jabalí ha descendido respecto a la observada en estudios anteriores (2004-2005), siendo mayor en primavera y verano, menor en otoño y muy escasa en invierno. Por estaciones, la actividad es mayor en las zonas de matorral en primavera, se concentra en bosques aciculifolios y prados en verano, y en bosques de caducifolios en otoño, predominando siempre en zonas con exposición sur y elevada diversidad de cubiertas del suelo. Existe una gran variabilidad interanual en la superficie hozada (del 5 al 26%). Las hozaduras implican la disminución de hemicriptófitos, aumento de terófitos y ligera disminución de los geófitos, una menor riqueza, diversidad local y diferenciación de la estructura vertical en zonas hozadas. Sin embargo, promueven una mayor diversidad total y la no afectación de las especies más comunes pero si una progresiva banalización de la flora, por aumento de especies pluri-regionales. En contraste, el impacto sobre el arbolado y regenerado es escaso. El jabalí tampoco afectó a la presencia de roedores (lirones, topillos y ratones), que sobre todo se distribuyen en zonas poco accesibles para su actividad (canchales y roquedos), ni se observó el consumo de urogallo.

Palabras clave: *Apodemus* spp, biodiversidad, cambio global, pastos, hozaduras regeneración forestal, taxonomía del DNA, *Tetrao urogallus*

¹ CREA, Cerdanyola del Vallès, España. josep.espelta@uab.cat

² MINUARTIA, Barcelona, España.

³ Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Barcelona, Barcelona, España.

⁴ Departamento de Didáctica de las Ciencias Experimentales, Facultad de Educación, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.

⁵ Grupo de Investigación Forestal (GIF), INDEHESA, Universidad de Extremadura, Plasencia, España.

⁶ Grupo de Investigación DITEG, Universidad de Castilla-La Mancha, Toledo, España.

IMPACTBOAR: ANALYZING THE IMPACT OF WILDBOAR ON THE PLANT COMMUNITY OF ALPINE MEADOWS, FOREST REGENERATION AND KEY ANIMAL SPECIES IN THE PARQUE NACIONAL D' AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI

SUMMARY

The expansion of wild boar in Europe has also resulted in an increase in mountain areas, where it has been observed above 2.000 m in summer. However, there is little information on habitat use and the impact of wild boar in these ecosystems. IMPACTBOAR analyzed the seasonal use by wild boar of the different habitats in the Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, and its impact on: (1) plant communities of meadows, (2) recruitment of tree species, (3) demography of relevant rodents for seed dispersal (*Apodemus* spp.), and (4) predation of endangered species (e.g. capercaille, *Tetrao urogallus*). Results showed that wild boar presence in the Park has slightly declined in comparison to previous studies (2004-2005), being higher in spring and summer, lower in autumn and very scarce in winter. Wild boar presence changes in the different habitats according to the season: i.e. it is higher in coniferous forests and meadows in summer; it increases in shrublands in spring and in deciduous forests during autumn. Wild boar activity is always higher in sites with southern exposure and areas with higher diversity of land cover categories. The analysis of rootings indicated: i) large interannual variability in the amount of disturbed area (from 5 to 26%), ii) decrease in hemicryptophytes, increase in therophytes and slight decrease in geophytes, III) lower species richness, local diversity and differentiation of the vertical structure in rooting areas, but a higher overall diversity and, iii) no impact on the commonest species but trivialization of the flora, by an increase of cosmopolitan species. In contrast, the impact on tree species and forest regeneration was scarce. Also, wild boar activity did not affect the presence of rodents (dormice, voles and mice), which are usually distributed in areas not accessible (rocky areas), nor did we detect the consumption of capercaille.

Key words: *Apodemus* spp, biodiversity, global change, meadows, rootings forest regeneration, DNA taxonomy, *Tetrao urogallus*.

INTRODUCCIÓN

El jabalí (*Sus scrofa*) ha experimentado, durante las últimas décadas, una espectacular expansión demográfica y geográfica en la mayor parte de Europa extendiéndose su área de distribución actual a la mayor parte del continente (MASSEI *et al.* 2015). En este proceso de expansión, la especie ha colonizado zonas incluso en latitudes septentrionales, como Dinamarca, Suecia, Finlandia, Estonia y muy recientemente Noruega (2013), donde históricamente su presencia estaba limitada por condiciones ambientales adversas (i.e.

presencia de suelos helados y abundante nieve en invierno (ERKINARO *et al.* 1982). Este desplazamiento latitudinal ha ido acompañado de un aumento de la presencia del jabalí en ambientes de alta montaña, siendo cada vez más frecuente su observación en cotas superiores a los 2000 m en zonas del Pirineo (MINUARTIA 2005). En general, esta expansión se ha visto favorecida por importantes cambios socioeconómicos y ambientales entre los que destacan la disminución de las poblaciones de potenciales depredadores (ej. osos y lobos), el abandono rural y la progresiva expansión de matorrales y bosques en los que en-

cuenta refugio, y la sobreabundancia de recursos tróficos facilitados por la actividad humana (HERRERO *et al.* 2006), todo ello unido a la notable plasticidad ecológica que presenta la especie (ROSELL & HERRERO 2007). En todos los tipos de hábitats, pero especialmente en su expansión septentrional y en ambientes de alta montaña, algunos autores ya han planteado la hipótesis de que el calentamiento global está contribuyendo a este fenómeno debido a una progresiva disminución de inviernos rigurosos (una de las causas de mortalidad más importantes en esta especie, ver MASSEI *et al.* 2015) y de la menor presencia y duración de suelos helados y zonas nevadas (MELIS *et al.* 2006).

El impacto de la actividad del jabalí en la alta montaña puede ser especialmente grave debido a que este tipo de ambientes muestran una gran estabilidad, pero en cambio presentan una gran sensibilidad a las perturbaciones. Además, el efecto de estas perturbaciones por el jabalí se sumaría a los importantes efectos negativos que ya está teniendo el cambio climático en estas zonas. Hasta la fecha se ha observado que las hozaduras de jabalí pueden alterar la estructura y composición de los pastos alpinos y subalpinos perjudicando especialmente a los geófitos, entre los que se encuentran algunas especies de elevado valor de conservación, alterar el banco de semillas (BUENO *et al.* 2011) y, modificar las características del suelo y la fauna edáfica (BUENO & GIMENEZ 2014). Además de estas consecuencias ecológicas, las hozaduras en pastos alpinos y subalpinos pueden incidir negativamente sobre el desarrollo de una actividad socioeconómica tan importante como es la ganadería de alta montaña al disminuir la superficie pastable (BUENO *et al.* 2010). A su vez, en las zonas arboladas el consumo de semillas, la destrucción de plántulas al hozar o la muerte de juveniles por el roce o marcaje con colmillos podrían disminuir la regeneración del arbolado, tal y como se ha observado en algunos bosques mediterráneos y templados (GOMEZ & HODAR 2008; SIEMANN *et al.* 2009). Aparte de los efectos sobre la vegetación, el jabalí puede afectar negativamente otras especies animales. Éste podría ser el caso de especies que nidifican en el

suelo o sotobosque como el urogallo (*T. urogallus*) – una especie amenazada y de elevado valor de conservación– al consumir huevos y polluelos. También estudios desarrollados en bosques mediterráneos han documentado un impacto importante del jabalí sobre la distribución, la abundancia y el comportamiento de pequeños roedores como *Mus spretus* y *Apodemus sylvaticus*, que son especies claves para la dispersión de semillas (MUÑOZ & BONAL 2007; SUNYER *et al.* 2015). Es de suponer que todos estos perjuicios pueden ser más importantes en áreas protegidas en las que la caza no está permitida, como en Parques Nacionales de alta montaña. Así, por ejemplo, BUENO *et al.* 2009 indican que el impacto y extensión de las hozaduras de jabalí es mayor en el Parque Nacional de Ordesa que en zonas aledañas.

Los estudios llevados a cabo sobre la ecología del jabalí en ambientes de alta montaña son escasos, si bien destacan los realizados en el Parque Nacional de Ordesa en el Pirineo aragonés, (ver entre otros SEIJAS 2004; BUENO *et al.* 2009). El Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici ofrece una excelente oportunidad para valorar los efectos del jabalí en ecosistemas de alta montaña pues alberga una de las mejores representaciones de ambientes alpinos y subalpinos de la península Ibérica. En este contexto, los objetivos generales del proyecto IMPACTBOAR han sido: i) conocer en detalle el uso estacional de los hábitats en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici por parte del jabalí, ii) evaluar su impacto sobre la estructura y composición florística de los pastos alpinos y subalpinos del Parque, iii) analizar sus efectos sobre la regeneración natural del arbolado en los diferentes sistemas forestales (hayedos, pinares y abetales), iv) valorar el posible impacto sobre las poblaciones de roedores dispersantes de semillas (*Apodemus sylvaticus* y *A. flavicollis*) que coexisten en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, y v) determinar la posible afectación de otros animales por consumo, intencionado o accidental de juveniles, especialmente en el caso de especies amenazadas como el urogallo. Además, este proyecto ha podido realizar una comparación de la situación actual (2012-2015) con la des-

crita en el estudio 'La población de jabalí en el Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici' en 2004 y 2005 y que constituyó la primera aportación sobre la ecología del jabalí en ambientes alpinos y subalpinos en el Pirineo oriental (FERNÁNDEZ-BOU *et al.* 2006).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, se localiza en el Pirineo Central, en la confluencia de las comarcas de l'Alta Ribagorça, el Pallars Jussà, el Pallars Sobirà y la Val d'Aran. La superficie total es de aproximadamente 40.000 ha incluyendo el Parque Nacional y la Zona Periférica de Protección. Situado en el dominio de la alta montaña pirenaica, el Parque es un magnífico ejemplo de la acción del glaciario sobre granito con el resultado de un extenso y singular conjunto lacustre e incluye una de las mejores representaciones de ambientes alpinos y sub-alpinos de la península Ibérica. Los prados, dominados por *Festuca spp.*, abundan en el límite superior del bosque hacia los 2300-2400 m donde se intercalan con roquedos sin vegetación. Las formaciones forestales más representativas comprenden bosques de pino negro (*Pinus mugo*), pino silvestre (*Pinus sylvestris*), abeto (*Abies alba*), abedul (*Betula pendula*) y haya (*Fagus sylvatica*) con la presencia esporádica de robles. Entre la fauna que habita el Parque destacan especies tan emblemáticas como el urogallo (*Tetrao urogallus*), la perdiz nival (*Lagopus nivalis*), el pito negro (*Dryocopus martius*) o el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) y diversas especies de ungulados como el sarrío (*Rupicapra pyrenaica*), el corzo (*Capreolus capreolus*), el gamo (*Dama dama*) y el ciervo (*Cervus elaphus*), de más tardía aparición.

Distribución temporal y espacial de la actividad del jabalí en los diferentes tipos de hábitat

Con la finalidad de establecer los patrones de distribución y uso temporal de los diferentes hábitats del Parque Nacional de Aigüestortes i Es-

tany de Sant Maurici por parte del jabalí se utilizó el dispositivo experimental previamente establecido en el estudio "La población de jabalí en el Parque Nacional de Aigüestortes - Sant Maurici" (MINUARTIA, 2005). Este dispositivo consta de 16 transectos lineales, divididos en tramos de 250 m, sumando en total unos 50 Km, distribuidos en bosques (hayedo, abetal y pinar) y pastos en dos grandes zonas de influencia del Parque: cuencas de la Riera de Sant Nicolau (sector Boí) y de la Riera de l'Escrita (sector Espot). Los transectos fueron recorridos estacionalmente (primavera, verano, otoño e invierno) registrando y georreferenciando los indicios de jabalí de la época del año prospectada: hozaduras recientes (con vegetación volteada todavía viva), huellas, excrementos e indicios complementarios (árboles marcados, bañeras y camas). Asimismo se registró la presencia de rastros de otros ungulados (rebeco, gamo, corzo y ciervo). En total se realizaron 6 campañas de prospección, correspondientes a una anualidad completa (primavera 2012 a invierno 2013) y dos primaveras complementarias (2013, 2014), al tratarse de la época del año con mayor actividad (ver RESULTADOS). Esto permitió determinar la preferencia general del jabalí por algunos hábitats, su actividad estacional y, la influencia de la topografía y la heterogeneidad del paisaje (cubiertas del suelo) alrededor de los segmentos que formaban los transectos de seguimiento, medida a partir del índice de Shannon, tamaño de grano promedio y máximo, número de polígonos y *Effective Size Mesh*. Además, el seguimiento durante varios años permitió establecer el grado de "fidelidad" del jabalí en el uso de diferentes zonas. Los resultados fueron analizados mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM), mientras que el grado de fidelidad entre años o estaciones se estableció a partir de correlaciones (S-Spearman).

Efecto de las hozaduras de jabalí sobre la composición florística de las principales formaciones de pastos silíceos y calcáreos

En 2013 se evaluó la incidencia de las hozaduras de jabalí en 11 prados montanos y subalpinos, tanto calcícolas como silíceos en los sectores de

Boí y de Espot seleccionados durante los trabajos de 2004 y 2005 (MINUARTIA 2005). En cada prado se realizaron transectos de longitud variable (ca. 30-60 m) para determinar la abundancia de hozaduras de jabalí. Asimismo, se realizaron inventarios en pares de parcelas (25 cm x 25 cm, dividida en cuadrículas de 5 cm) contiguas en zonas hozadas y sin hozar. En estos muestreos se prestó especial interés a la identificación de especies raras, endémicas, amenazadas y/o protegidas. Además del análisis de la diversidad local (Alfa-diversidad), a escala de parcela se analizó la diversidad total a escala de prado (Beta-diversidad, β_{SOR}) y sus componentes de reemplazo de especies (β_{SIM}) y anidamiento (β_{SNE}) (BASELGA 2012), para el conjunto de parcelas teniendo en cuenta su estado (hozado vs. no hozado), la tipología de prado (calcícola y silíceo) y el año de estudio (2005 y 2013). El análisis estadístico del efecto del sustrato (calizo o silíceo) y el estado del pasto (hozado o no hozado) sobre las diferentes variables se realizó mediante modelos lineales generales y generalizados.

Efectos del jabalí en la mortalidad de árboles y regeneración de las principales formaciones forestales

Para determinar el posible impacto del jabalí en la regeneración natural de las principales especies forestales se realizaron censos de plántulas y brinzales (juveniles con altura superior a 1.3 m y DN < 5cm) en 10 parcelas de 20 x 2 m en cada una de las diferentes tipologías de bosques (pinar-abetal y hayedo con robles dispersos), coincidiendo con los transectos donde se hacían las estimas de presencia de jabalí, seleccionando zonas con y sin actividad en función de la abundancia de hozaduras. Asimismo para determinar daños en el estrato arbóreo y en juveniles por rozaduras y marcas (ej. colmillos), se establecieron 12 parcelas de 10 m de radio en cada formación en las que se inventarió el estrato arbóreo (DN > 5 cm) y brinzales registrándose la especie, DN, el tipo de afectación por jabalí (ninguna, roce, marcas de colmillos) y el estado del árbol (vivo vs. muerto). El análisis estadístico de estos datos se realizó mediante modelos lineales generales.

Impacto del jabalí sobre la abundancia, uso del espacio y dinámica poblacional de pequeños roedores (*Apodemus sylvaticus* y *A. flavicollis*)

En los veranos de 2012 a 2014 se realizaron muestreos de pequeños roedores en tres hábitats característicos del Parque Nacional situados en el Valle de Espot, la zona con mayor presencia de jabalí (ver RESULTADOS) a tres altitudes diferentes: 1600-1700 msnm (Pinar de *P. sylvestris*), 1700-1800 mmsn (prados con *C. avellana* y *B. pendula*) y 1800-1900 msnm (Abetal de *A. alba*, con canchales y roquedos). En cada campaña de muestreo se utilizaron simultáneamente 300 trampas Sherman (HB Sherman Traps Inc) distribuyéndose 100 por hábitat, localizadas en 10 estaciones con 10 trampas y con una distancia de 10 m entre ellas y de 50 m entre estaciones. Esta disposición permitía medir la variabilidad ambiental a escala de microhábitat alrededor de cada trampa, estimada a partir de una serie de medidas tomadas (ej. altura y cobertura de herbáceas y arbustos, cobertura arbórea y de hojarasca), así como la actividad del jabalí a nivel de estación y hábitat (ej. hozaduras, marcas en arbolado). En cada muestreo, las trampas estuvieron operando durante 4 noches consecutivas. Cada mañana eran revisadas y los roedores capturados se sexaban, pesaban y se les tomaba una muestra de tejido de la cola para los análisis genéticos (detallados más abajo). Se utilizaron microchips subcutáneos (MUSICC, AVID Identification Systems Inc.) para el marcaje individual de los roedores y posterior identificación en caso de recaptura. Todas las estaciones de muestreo se georreferenciaron y el esquema de muestreo se repitió durante los dos años (2012 y 2014), de manera que el esfuerzo total de muestreo fue de 3.600 trampas-noche. De las muestras recogidas de *Apodemus* spp. capturados se realizaron análisis genéticos para poder diferenciar *Apodemus sylvaticus* de *A. flavicollis*, pues estas dos especies presentan una enorme similitud y no es posible distinguirlas con certeza a partir de rasgos morfológicos. En resumen, el método consistió en la extracción de ADN del fragmento de cola muestreado, amplificación de un fragmento de 620 pares de bases del gen mitocondrial Citocromo Oxidasa Subunidad I. A partir de todas las secuen-

cias se identificaron los diferentes haplotipos (variantes únicas del gen en la población) y se construyó un árbol filogenético. Sobre este árbol se aplicó el método generalizado mixto Yule-Coalescent (GMYC) que identificó qué haplotipos pertenecían a cada especie. Una vez hecho esto, y con sólo ver el haplotipo de cada individuo, se le pudo identificar como *A. sylvaticus* o *A. flavicollis* (ver para más detalles Bonal et al. 2016).

Determinación del posible consumo de otras especies animales por parte del jabalí

El estudio del posible consumo por parte del jabalí de especies animales, singularmente algunas amenazadas y de elevado valor de conservación (ej. *T. urogallus*, *L. nivalis*), se llevó a cabo mediante la identificación de la presencia de restos de DNA en las heces de jabalí. Para ello, de Junio a Octubre de 2014 se realizaron campañas de recogidas de heces con un doble propósito. Por un lado, evaluar específicamente en el muestreo de inicios de verano (junio/julio), la posible presencia de restos de urogallo puesto que esta especie se encuentra en estos momentos en el periodo de nidificación y es cuando huevos y/o polluelos pueden ser depredados por el jabalí. Por otro lado, recoger muestras en otoño (septiembre/octubre) permitiría comparar la dieta del jabalí en dos momentos del año muy contrastados en la disponibilidad de recursos, incluyendo una época (otoño) de gran abundancia de recursos vegetales (ej. setas, bellotas, hayucos). En el total de campañas de muestreo realizadas se recogieron un total de 40 muestras de heces, en condiciones mínimas de conservación y análisis, de las cuales 11 se localizaron en el sector de Boí y 29 en el de Espot, en consonancia con la mayor presencia de jabalí observada en este sector del Parque Nacional. De cada excremento recogido se anotó sus coordenadas y la altitud de localización (mediante GPS), tamaño, características del hábitat (prado, ecotono-prado bosque, etc.) y presencia de otros rastros de jabalí en la zona. Una vez trasladadas al laboratorio las muestras fueron pre-procesadas y se realizaron los análisis genéticos. Estos consistieron en la amplificación y secuenciación de un pequeño fragmento del ADN mitocondrial (el gen COI) de los restos de animales presentes en

las heces de jabalí. Las secuencias de ADN obtenidas se compararon con todas las secuencias de disponible para ese gen en las bases de datos genéticas (GenBank).

RESULTADOS

Se observó un fuerte componente estacional en la probabilidad de actividad del jabalí (presencia de rastros) en el Parque Nacional con una mayor y similar abundancia en primavera y verano, una presencia menor en otoño y muy escasa en invierno (Figura 1). Esta probabilidad de actividad según la estación interaccionó con la altitud en dos épocas: i.e. la presencia de jabalí aumentaba con la altitud en verano, mientras que disminuía marcadamente en invierno. En todos los casos, la presencia de jabalí fue mayor en zonas con exposición este u oeste y sobretodo sur, respecto al norte.

Respecto al uso de los diferentes hábitats del Parque, este varió a lo largo del año de manera que,

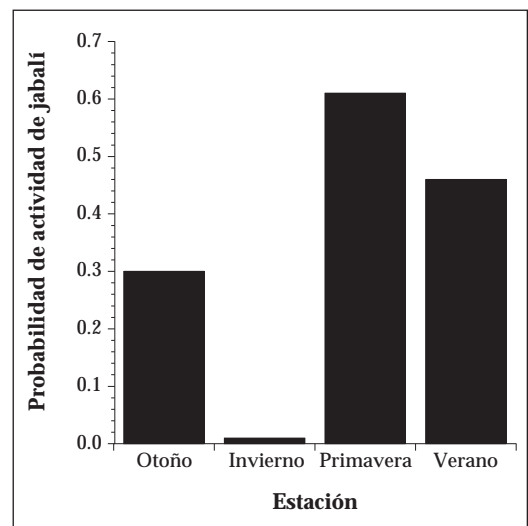


Figura 1. El jabalí muestra un patrón estacional de presencia en el Parque con una mayor y similar abundancia en primavera y verano, una presencia menor en otoño y muy escasa en invierno.

Figure 1. Wild boar presence in the Park shows a seasonal pattern: i.e. it is higher in spring and summer, lower in autumn and very scarce in winter.

aunque la presencia de jabalí siempre era mayoritaria en bosques aciculifolios y pastos (los dos hábitats predominantes en el Parque Nacional), en primavera aumentaba su actividad en zonas de matorral y en otoño en bosques caducifolios. Pese a que la gran mayoría de rastros de jabalí correspondían a hozaduras (87% de rastros localizados), la magnitud (extensión) de la superficie hozada difirió entre hábitats, siendo mucho mayor en las zonas de prado y turberas (Figura 2). Respecto a las características del paisaje circundante, se observó que la presencia de jabalí aumentaba en aquellas zonas con mayor heterogeneidad de cubiertas del suelo, cualesquiera que fuesen las variables utilizadas para describir esta heterogeneidad, puesto que todas ellas estaban altamente correlacionadas.

La comparación a más largo plazo mostró una significativa, pero moderada reducción en la cantidad de rastros detectados en los años más recientes, respecto a 2004-05 (de una probabilidad de 0.47 a 0.34). Este descenso también se observó al comparar los datos de primavera, la estación con mayor número de registros de jabalí.

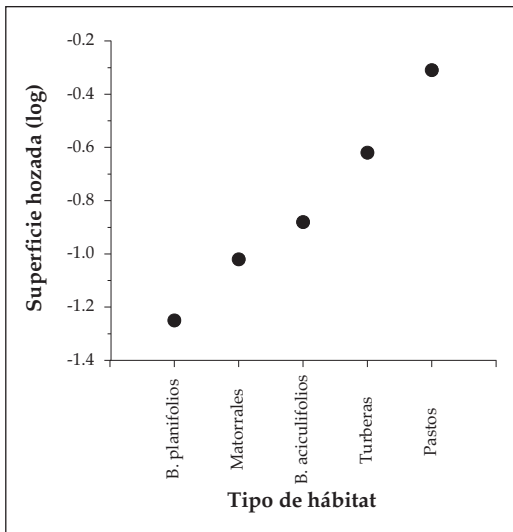


Figura 2. Magnitud de la superficie hozada en los diferentes hábitats del Parque.

Figure 2. Amount of surface rooted by wild boar in the different habitats.

Respecto a la “fidelidad” del jabalí por determinadas zonas, la matriz de correlaciones de rastros entre años y las diferentes estaciones de muestreo, mostró relaciones positivas entre otoños, primaveras y veranos de diferentes años aunque moderadas (S -Spearman=0.35), mientras en la comparación entre inviernos esta correlación aumentaba de manera relevante (S -Spearman = 0.58). Teniendo en cuenta la presencia de rastros y de superficie hozada en el global de cada año (2004-2005 y 2012-2013), la correlación resultaba de 0.52 y 0.38, respectivamente.

La comparación de la presencia de hozaduras en los pastos (Figura 3) en 2005 y 2013 arrojó una gran variabilidad entre años, con un patrón similar en los de sustrato calcáreo y silíceo. Mientras que en 2005 la superficie hozada se situó en ca. 25%, en 2013 los valores observados disminuyeron (6% a 13%). Además del descenso entre años se observó también una elevada variabilidad a nivel de prado, de manera que el porcentaje de superficie hozada en 2005 estaba escasamente relacionado con el valor en 2013. Pese a la similitud en el porcentaje de superficie hozada, tanto la riqueza como la diversidad fueron mayores en los pastizales calcícolas que en los silíceos, disminuyendo en ambos casos por la actividad del jabalí (Figura 4). Esta disminución fue mucho más pronunciada en los pastizales calcícolas en comparación con los silíceos, promoviendo que las diferencias observadas entre ambos en riqueza y diversidad, se iguala-



Figura 3. Las hozaduras en los pastos alpinos y subalpinos son la perturbación más importante causada por el jabalí.

Figure 3. Rootings are the more intense disturbances caused by wild-boars in alpine and subalpine meadows.

ran al ser perturbados. Esta disminución de la riqueza y diversidad por efecto del jabalí también se acompañó de un descenso en la estructura vertical de manera similar en ambas zonas (Figura 4).

Las hozaduras tuvieron un efecto diferente en las diferentes formas vitales dependiendo del sustrato: i.e. en prados silíceos los hemicriptófitos disminuyeron y los terófitos aumentaron pero no en los prados calcícolas, donde el grupo que disminuyó fue el de los caméfitos (Figura 5). Cabe destacar el resultado del grupo de los geófitos, una de las formas vitales con mayor susceptibilidad a las hozaduras del jabalí por la

búsqueda activa de bulbos que realizan, para los cuales se observó solo una disminución marginalmente significativa en las zonas hozadas, posiblemente debido a su escasez y rareza en todas las zonas de estudio. En ambos prados dominaron las especies con distribución eurosiberiana, sobre boreo-alpinas y pluriregionales. Por lo que respecta al jabalí, mientras que ésta actividad no afectó a la presencia de los dos primeros grupos sí que aumentó la presencia de especies pluri-regionales, de manera similar y sin diferencias entre prados por el sustrato (ej. *R. acetosella*, *Ph. pratense*, *A. serpyllipholia* y *V. arvensis*). Finalmente, en las especies comunes no se observaron diferencias por efecto de las hozaduras, mientras

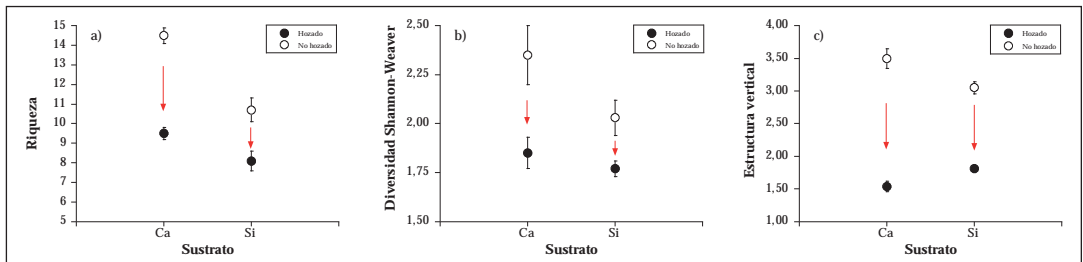


Figura 4. Impacto de las hozaduras de jabalí sobre la riqueza (a), diversidad (b), y la estructura vertical (c) de la comunidad, en pastos sobre sustrato calcáreo (Ca) y silíceo (Si).

Figure 4. Impact of rooting on species richness (a), diversity (b) and vertical structure (c) of the plant community in meadows on different soil types (Ca and Si).

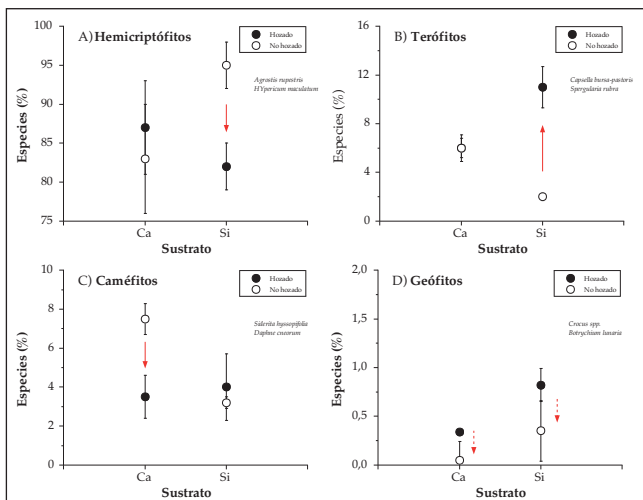


Figura 5. Impacto de las hozaduras del jabalí según las diferentes formas vitales: (a) hemicriptófitos, (b) terófitos, (c) caméfitos y (d) geófitos en pastos sobre sustrato calcáreo (Ca) y silíceo (Si). Se indican algunas de las especies que aparecen o desaparecen según el caso.

Figure 5. Effects of wild boar rooting on the different types of life forms: (a) hemicryptophytes, (b) therophytes, (c) chamaephytes and (d) geophytes in meadows on different soil types (Ca and Si). Examples of plant species appearing or disappearing on rooted are indicated.

que en las clasificadas como raras se observó un ligero decremento por efecto del jabalí en prados calcícolas (ej. *C. glomerata*, *E. stricta*) y un pequeño incremento en los de tipo silíceo (ej. *B. intermedia*).

Respecto a la beta-diversidad total y sus componentes, se observó que el reemplazo de unas especies por otras es lo que contribuía de forma mayoritaria a la beta-diversidad total, mientras que el anidamiento (grado de ganancia o pérdida de especies) tenía escasa relevancia. Tanto la diversidad total, como su componente más importante, la diversidad por reemplazo, aumentaron significativamente en las zonas hozadas respecto a las no hozadas (respectivamente; de 0.55 a 0.64 y de 0.51 a 0.59). En cambio no se observaron diferencias en el componente de anidamiento (β_{SNE}) por el efecto de esta perturbación. Al comparar ambos años (2005, 2013) se observó un aumento significativo de β_{SOR} y β_{SIM} en 2013 mientras que el tipo de sustrato del prado no tenía ningún efecto.

La observación de los daños del jabalí en el estrato arbóreo por marcas de colmillos o roce reveló un escaso impacto de este fenómeno en todos los tipos de bosque analizados y sin diferencias entre ellos, oscilando el número de pies afectados como máximo entre 0.8% y 1.5% en los bosques de pinar-abetal y de 0.4-0.6% en las zonas de hayedo y robledal en los dos años de muestreo. En las zonas de pinar-abetal se observó una preferencia del jabalí por los individuos de pino negro mientras que en la zona de hayedo-robledal la especie preferida era el roble. En ambos casos se observó que preferentemente el jabalí seleccionaba individuos de tamaño intermedio (DN=15-20 cm). Más allá del registro de marcas en algunos árboles, hay que destacar que el número de árboles muertos por este motivo fue negligible (3 individuos en el conjunto de las 24 parcelas, Figura 6). Por lo que respecta a los efectos sobre el regenerado, también se observaron escasos daños por jabalí, concentrándose esta afectación en algunos brinzales de pino (0.7% de individuos) y, en la plántulas de roble y haya (5.8% y 2.1%, respectivamente). Este impacto puede considerarse poco relevante puesto que la

densidad de regenerado en ambas formaciones, permite augurar su continuidad (aprox. 1567 ± 467 plantulas y brinzalesha⁻¹ en el pinar-abetal y 2565 ± 942 en el hayedo con robles).

A lo largo de los dos campañas de trampeo (2012 y 2014) se capturaron un total de 54 individuos de cuatro especies: lirón (*Eliomys quercinus*), topillo (*Myodes glareolus*) y de las dos especies de ratón (*Apodemus sylvaticus* y *A. flavicollis*), diferenciadas a partir de los análisis genéticos. En general, se han obtenido datos similares de abundancia de roedores en muestreos realizados alrededor del Parque Nacional durante los últimos años (A, Raspall, comentario personal).

El análisis de la captura de las diferentes especies en los distintos hábitats reveló diferencias de preferencias de hábitat entre los tres grupos de roedores (lirones, topillos y ratones). Las especies de *Apodemus* son las más abundantes y se distribuyen al azar mientras que lirones y topillos eran más abundantes en las zonas altas de abetal. Además, estas zonas fueron las únicas donde apareció *A. flavicollis* según los análisis genéticos. Así, *A. flavicollis* aparece como una especie menos abundante que *A. sylvaticus* en el Parque Nacional (69% *A. sylvaticus* y 31% *A. flavicollis*), con una distribución más restringida a escala de



Figure 6. Pese a su espectacularidad y al hecho de encontrarse a menudo en zonas del Parque frecuentadas por visitantes, el número de árboles con marcas (rozaduras, colmillos) de jabalí que llegan a morir por este efecto es extremadamente bajo.

Figure 6. In spite of their striking aspect, the number of trees that die owing to wild boar signs (i.e. rubbed or notched) is extremely low.

hábitat (abetales) y que prefiere microhábitats caracterizados por una alta cobertura de abeto y presencia de madera muerta y abundancia de huecos entre rocas en los lugares donde se encuentran ambas especies, mientras que *A. sylvaticus* es más generalista y también aparece en puntos con baja cobertura vegetal y más secos. Las zonas altas de abetal con roquedos son las que albergan más diversidad de pequeños roedores, con representación de las 4 especies capturadas. Todas estas especies tienen una dinámica muy local en el espacio, con más del 95% de las recapturas dentro de la misma estación, mientras que las tasas de renovación parecen ser relativamente altas ya que no hubo recapturas entre años. Con respecto al posible efecto negativo de la actividad del jabalí, previamente documentado en ambientes mediterráneos, no se han observado diferencias significativas entre zonas frecuentadas por el jabalí y zonas control en los ambientes sub-alpinos y alpinos del Parque Nacional, ni en la diversidad de especies de roedores, ni en las abundancias de cada una de ellas, incluyendo a *A. flavicollis*, pese a presentar éste un comportamiento más especialista de determinados microambientes.

Respecto al posible consumo de otros animales por parte del jabalí, se localizaron restos de DNA de origen animal, aunque muy escasos, en 9 de las 28 muestras de excrementos de jabalí: 2 de las 7 localizadas en la zona de Boí y 8 de las 21 localizadas en Espot. En ninguna de ellas se detectaron restos de *Apodemus* spp., ni de las otras especies objetivo como el urogallo o la perdiz nival. En Boí se encontraron trazas de gato doméstico (*Felis catus*) mientras que en la zona de Espot (Sant Maurici) estos correspondían a musaraña gris (*Crocidura russula*), corzo (*Capreolus capreolus*). Debido a que la cantidad de DNA que encontramos de esta supuesta especie era muy pequeña, decidimos realizar nuevos análisis con otra técnica todavía más precisa y recientemente puesta a punto. Estos nuevos análisis no nos aseguran que se trate de desmán o bien de que no haya sido una contaminación externa de las heces (ej. por olisqueo). Por ello y tratándose de una especie tan importante, preferimos eliminar este comentario.

Esta situación no ocurre con las otras especies identificadas de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus*), una especie catalogada como vulnerable por la UICN y en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en IMPACTBOAR sobre el uso de los distintos hábitats del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici por parte del jabalí confirman las tendencias observadas en el primer estudio desarrollado en 2004-2005 en el Parque (MINUARTIA 2005) y en otras zonas de alta montaña (BUENO *et al.* 2009). El jabalí muestra un ciclo estacional de presencia en el interior del Parque, con mayor presencia en primavera y verano, disminución en otoño y desplazamiento hacia zonas inferiores a los 1800 m en invierno, debido al rigor climático que significa la presencia de nieve y suelos helados en esta estación, uno de los principales limitantes de su actividad en alta montaña (FERNANDEZ-BOU *et al.* 2006). Este ciclo estacional se combina con un uso diferente de los hábitats del Parque en las diferentes estaciones, muy posiblemente condicionado por la búsqueda y la oferta de recursos tróficos disponibles (ROSELL *et al.* 2004). Así, el jabalí predomina en verano en las zonas de prado donde busca alimento hipogeo, realizando las características hozaduras, desplazándose en otoño hacia bosques caducifolios, con oferta de hayucos y bellotas, mientras que en primavera-inicios de verano, se detecta también en las zonas de matorral, cuya interpretación en base a la oferta de recursos tróficos es más dudosa. Las diferencias más grandes de su presencia en altitud se dan entre el verano cuando es detectado en altitudes cercanas a los 2.100, y el invierno cuando predomina por debajo de la cota 1800, o incluso muy inferior (1500 m). El importante papel que juega la temperatura ambiente en la presencia y movimiento de esta especie en el interior del Parque Nacional viene también refrendado por el hecho de observarse un predominio de rastros de jabalí en las exposiciones Sur, seguidas de Este y Oeste, y muy menor en orientaciones Norte.

Aunque el moderado descenso en la presencia del jabalí en el Parque Nacional desde 2004-2005 a 2012-2014, debe ser analizado con prudencia, no es descartable que las batidas que se realizan cerca de la Zona de Protección, así como las capturas de control poblacional por los propios guardas, contribuyan al control de esta especie ya que la caza supone alrededor de un 40% de capturas del efectivo poblacional (DAAM 2014). Por otra parte, reseñar que el descenso observado en nuestro estudio coincide con una estabilidad en la población de jabalí en las zonas de caza cercanas, que a lo largo de estos años ha mantenido valores bajos de densidad en un rango comprendido entre 3.6 individuos (2013) y 1.5 individuos/km² (2014) (DAAM 2014). No obstante, además de la caza, la variación en la presencia de jabalí en el Parque, podría estar influida por otros factores, como parámetros meteorológicos o disponibilidad de alimento en las zonas periféricas. Además de su preferencia por determinados hábitats, cabe destacar el efecto positivo que tuvo la diversidad de cubiertas del suelo en favorecer la presencia de jabalí en algunas zonas. Esto puede obedecer a que son precisamente las zonas de ecotono entre distintos hábitats (ej. prado-bosque) las preferidas por el jabalí para transitar o también porque combinan tanto zonas de alimentación (prado) como de refugio (bosque). Asimismo, se observó una significativa correlación de la presencia en determinados segmentos entre años y en las diferentes estaciones, especialmente en invierno. Esta fidelidad entre inviernos indica posiblemente que las duras condiciones de esta época del año, restringen mucho las zonas aptas para la movilidad del jabalí, concentrándose en determinadas áreas lo que puede ser un elemento importante para la gestión de la especie.

Pese a la fidelidad observada en la preferencia por determinadas zonas, la gran variabilidad interanual en la superficie hozada en pastos puede deberse a que su comportamiento alimentario, muy plástico, varía dependiendo de los recursos tróficos disponibles, de manera que la búsqueda de alimentos hipógeos (hozaduras) cambia en función de la disponibilidad de otros recursos con mayor valor energético. Tal y como han sugerido estudios previos las hozaduras de jabalí disminuyeron la riqueza y diversidad local (alfa) con un mayor impacto en los sustratos calcícolas respecto a los

silíceos. La razón de esta diferencia entre sustratos podría ser que los primeros son más ricos en especies, pero con una mayor cantidad de especies con frecuencias bajas (poblaciones pequeñas) y como resultado, una perturbación como las hozaduras tiene mayor impacto. En ambos tipos de pastos las hozaduras causaron una disminución de la estructura vertical de la comunidad, por la exposición de una mayor cantidad de suelo sin cobertura vegetal. Tal y como ha sido previamente sugerido, las hozaduras afectaron más a aquellas especies de ciclo vital más largo (hemcriptófitos y caméfitos) y en cambio aumentaron la presencia de terófitos, especies anuales con gran capacidad de dispersión y de rápida explotación de los recursos. Además hay que tener en cuenta que las hozaduras promueven la micro-heterogeneidad y remobilización de nutrientes del suelo (BUENO *et al.* 2011), favoreciendo posiblemente la germinación de estos terófitos. Por lo que respecta al efecto solo marginalmente significativo en la reducción de geófitos, pese a su sensibilidad a estas perturbaciones, ésta podría explicarse por la ya de por sí escasez de estas especies en el área (solo dos especies, *Botrychium lunaria* y *Crocus* sp.), quizás promovida por la progresiva eliminación por parte del jabalí, debido a la reiteración de hozaduras. De hecho alguno de los geófitos más apetecidos por el jabalí como *Lilium martagon*, se observan preferentemente en sectores de los pastos inaccesibles al jabalí, entre grandes rocas (M. Guardiola y C. Rosell comentario personal.). Además de afectar a la abundancia de las diferentes formas vitales, en las zonas hozadas por el jabalí aumentó la presencia de especies de distribución pluri-regional (i.e. *Arenaria serpyllifolia*, *Phleum pratense*, *Rumex acetosella*), mayoritariamente especies oportunistas, capaces de establecerse en un amplio rango de situaciones y soportar elevados niveles de perturbación. Estos cambios en las formas vitales y en la corología de las especies, contribuyeron posiblemente a que la beta-diversidad fuera mayor en las zonas hozadas, si bien esta mayor diversidad se produjo acompañada, de una progresiva banalización de la flora en estas zonas. Sin embargo, las hozaduras pueden tener un cierto efecto positivo sobre el valor silvopastoral y ecológico de los pastos, por cuanto ofrecen una oportunidad de colonización a nuevas especies, sobretudo en pastos sometidos a una in-

tensa actividad ganadera en los que tienden a dominar especies (ej. *Nardus stricta*) con escaso valor pastoral (FERNANDEZ-BOU *et al.* 2006). A diferencia del impacto registrado en los pastos, no se observaron daños significativos del jabalí en los hábitats forestales a diferencia de las observaciones en algunos bosques templados o mediterráneos (GOMEZ & HODAR 2008), posiblemente porque la densidad de jabalí en la zona es todavía muy inferior (aprox. 2.5 individuos/km²) a la que se registra en estos otros ambientes (aprox. 10 o más individuos/km²)

La comunidad de pequeños roedores apareció notablemente estructurada en función de los diferentes hábitats del Parque Nacional. Los lirones mostraron una clara preferencia por zonas forestales debido a sus hábitos de vida arbórea, mientras que los topillos rojos, con hábitos más subterráneos, prefirieron hábitats con un suelo fácil de excavar (prados) o con abundantes huecos (roquedos en abetales). En todos los hábitats las especies más abundantes fueron ratones (*Apodemus sylvaticus* y *A. flavicollis*), especies más generalistas y que han colonizado una amplia variedad de ambientes en toda Europa (MICHAUX *et al.* 2005). No obstante, aunque las dos especies comparten algunos hábitats en el Parque, *A. flavicollis* – especie cerca del límite meridional de su distribución geográfica– se encuentra únicamente en las zonas más altas y además selecciona microhábitats con abundante cobertura, muy probablemente debido a su carácter más eurosiberiano que *A. sylvaticus* (MICHAUX *et al.* 2005). Estas zonas altas, cercanas a los 2000 m, que normalmente coinciden con abetales y roquedos, son las que albergan más diversidad de pequeños roedores, una mayor representación de *A. flavicollis* y a su vez son las más impermeables a los efectos de los jabalíes. Esta circunstancia, unida a la moderada densidad de jabalí en esta zona, puede explicar la ausencia de impacto negativo del jabalí sobre los pequeños roedores que si se ha documentado en otros ambientes (MUÑOZ & BONAL 2007; SUNYER *et al.* 2015).

La observación de posible consumo de material animal por parte del jabalí detectada en nuestro estudio ha sido interpretada como una estrategia

para compensar la baja ingesta de proteínas que representa una dieta basada en material vegetal (WILCOX & VAN VUREN 2009). Generalmente este consumo de material animal representa una baja cantidad en volumen de ingesta pero el fenómeno aparece en un gran número de individuos de una población (ej. 40% de individuos en WILCOX & VAN VUREN 2009; 84% en GIMENEZ-ANAYA *et al.* 2008). Respecto a las especies animales encontradas en nuestro estudio algunos trabajos previos ya habían identificado el consumo como carroñero de *Capreolus capreolus* (SAENZ DE BURUAGA 1995) y la depredación o carroñeo sobre diferentes roedores (WILCOX & VAN VUREN 2009). En este contexto, el hecho de que no se hayan detectado las especies que principalmente buscábamos (*Apodemus* spp. *T. urogallus*, etc) podría obedecer a diferentes razones (i.e. bajo número de muestras analizadas o baja frecuencia de ingestión). En el caso de la ausencia de *Apodemus* spp. cabe destacar que estas especies eran precisamente abundantes en las zonas con menor frecuentación del jabalí (bosques con canchales). Por otro lado, la ausencia de urogallo, podría deberse a diferentes razones. En primer lugar al hecho que su hábitat se encuentra a mayor altitud a la que abunda el jabalí. También a la escasa presencia en el Parque Nacional, donde el urogallo ha sido citado pero donde quizás no encuentra las condiciones más óptimas de hábitat en comparación con zonas vecinas con mayor extensión de zonas boscosas (Iván Alonso com.pers.). Asimismo también se ha sugerido que esta especie puede ser relativamente poco sensible a la depredación por el camuflaje olfativo de los polluelos (C. Rosell, com.pers.). Por todas estas razones, aunque nuestros análisis de las heces de jabalí indican la ausencia de restos de urogallo, sería prematuro establecer que éste no puede llegar a producirse, siendo recomendable proseguir este estudio en el futuro aumentando tanto el área como el esfuerzo de muestreo.

CONCLUSIONES

Los resultados del proyecto permiten situar los pastos supraforestales y algunas especies de flora como los elementos más sensibles a los efectos del jabalí en el Parque Nacional de Aigüestortes i Es-

tany de Sant Maurici. Los hábitats forestales en cambio, no acusan efectos significativos, ni tampoco se han podido demostrar efectos relevantes sobre vertebrados amenazados. A partir de estas observaciones se derivan las siguientes recomendaciones aplicables a la gestión de la especie: i) Mantener un efectivo control poblacional del jabalí para mitigar sus impactos mediante un enfoque global de la gestión, a desarrollar conjuntamente con los gestores de fauna en la periferia del espacio protegido, ii) Para evitar la afectación de taxones de flora amenazada profundizar en el conocimiento de los cambios inducidos por las hozaduras, considerando la interacción con otros ungulados, tanto domésticos (vaca y oveja), como silvestres (corzo y gamo), iii) Aunque los resultados son preliminares, no se deriva una excesiva problemática en cuanto a los efectos del jabalí sobre especies de fauna amenazada o particularmente vulnerable, como las especies de galliformes o determinadas especies de micromamíferos. Un aumento de densidad del jabalí, fruto de la disminución de capturas en las zonas cinegéticas próximas, o de la reducción de

la duración y extensión de la cubierta de nieve y suelos helados durante el período invernal, podría cambiar radicalmente la intensidad de los impactos registrados. Ello justifica que el jabalí y sus impactos sean objeto de monitorización continuada en los sensibles hábitats alpinos del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el entusiasmo, ánimo y la colaboración del personal del Parque Nacional en el desarrollo de este proyecto, en particular a su directora-conservadora Mercè Àniz y los técnicos Cristina Espinar y Josep María Rispa, así como los agentes del Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya que colaboraron en los trabajos de campo. Ainhoa Ubiria y Moisés Guardiola colaboraron en el estudio de las hozaduras en pastos. RB tuvo financiación de un contrato del Programa Atracción de Talento Investigador (Gobierno de Extremadura TA13032)

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BALLARI, S.A. & BARRIOS-GARCIA, M.N. 2014. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review* 44: 124-134.
- BASELGA, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography* 21: 1223-1232
- BONAL, R., ESPELTA, J.M, MUÑOZ, A., ORTEGO, J., APARICIO, J.M., GADDIS, K. & SORK, V.L. 2016. Diversity in insect seed parasite guilds at large geographical scale: the roles of host-specificity and spatial distance. *Journal of Biogeography* (en prensa)
- BUENO, C.G., ALADOS, C.L., GÓMEZ GARCÍA D., BARRIOS I.C. & GARCÍA GONZÁLEZ, R. 2009. Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. *Journal of Zoology* 279: 195-202.
- BUENO, C.G., BARRIOS, I.C., GARCÍA GONZÁLEZ, R., ALADOS, C.L. & GÓMEZ GARCÍA D., 2010. Does wild boar rooting affect livestock grazing areas in alpine grasslands?. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 765-770,
- BUENO, C.G., REINE, R., ALADOS, C.L. & GOMEZ-GARCIA, D. 2011. Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. *Basic and Applied Ecology* 12: 125-133
- BUENO, C.G & GIMENEZ, J.J. 2014. Livestock grazing activities and wild boar rooting affect alpine earthworm communities in the Central Pyrenees (Spain). *Applied Soil Ecology*. 83:71-78
- DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT I HABITATGE. 2014. Programa de seguiment de les poblacions de senglar a Catalunya. Informe inédito.
- ERKINARO, E., HEIKURA, K., LINDGREN, E., PULLIAINEN, E. & SULKAVA, S. 1982. Occurrence and spread of the wild boar (*Sus scrofa*) in eastern Fennoscandia. *Memoranda* 58: 39-47.

- FERNÁNDEZ-BOU, M., ROSELL, C., GIMÉNEZ, A., GUARDIOLA, M., NAVÀS, F. & ESPELTA, J.M. 2006. Selecció d'hàbitats i efectes de l'activitat del senglar en prats del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. En: La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Setenes Jornades sobre Recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. pp. 285-300. *Departament de Medi Ambient i Habitatge, Lleida*.
- GOMEZ, J.M. & HODAR J.M. 2008 *Wild boars (Sus scrofa) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (Quercus ilex)*. *Forest Ecology and Management* 256 (2008) 1384–1389
- HERRERO, J., GARCÍA-SERRANO, A., COUTO, S., ORTUÑO V.M., GARCÍA-GONZÁLEZ R 2006 *Diet of wild boar Sus scrofa L. and crop damage in an intensive agroecosystem*. *European Journal of Wildland Research* 52:245–250
- GIMÉNEZ-ANAYA, A.; HERRERO, J.; ROSELL, C.; COUTO, S. & GARCÍA-SERRANO, A. 2008. Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands*, 28(1): 197-203.
- MASSEI, G., KINDBERG, J., LICOPPE, A., GACIC, D., SPREM, N., KAMLER, J., BAUBET, E., HOHMANN, U., MONACO, A., OZOLI, J., CELLINA, S., PODGORSKI, T., FONSECA, C., MARKOV, N., POKORNY, B., ROSELL, C. & NAHLIK, A. 2014. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science* 71: 492–500.
- MELIS, C., ZAFRAN'SKA, P.A., JE DRZEJEWSKA, B. & BARTON, K. 2006. Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography* 33: 803–811.
- MICHAUX, J.R., LIBOIS, R. & FILIPPUCCI, M.G. 2005, So close and so different: comparative phylogeography of two small mammal species, the Yellow-necked fieldmouse (*Apodemus flavicollis*) and the Woodmouse (*Apodemus sylvaticus*) in the Western Palearctic region. *Heredity* 94: 52–63.
- MINUARTIA. 2005. *La població de jabalí en el Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*. Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Ministerio de Medio Ambiente. Informe inédito. 74 pp.
- MUÑOZ, A. & BONAL, R. 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. *Oikos* 116: 1631–1638.
- ROSELL, C., NAVÀS, F., ROMERO, S. & DE DALMASES, I. 2004. Activity patterns and social organization of wild boar (*Sus scrofa* L.) in a wetland environment. Preliminary data on the effects of shooting individuals. *Galemys* 16: 157-166.
- ROSELL, C. & HERRERO, J. 2007. *Sus scrofa* Linnaeus, 1758. Pp 348-351. In: L.J. PALOMO; J. GISBERT & J.C. BLANCO, (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza (MIMAM) – SECCEM-SECCEMU.
- SEIJAS, J.M. 2004. Programa de monitorización de sarrio, jabalí y corzo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Informe inédito.
- SIEMANN, E., CARRILLO, J.A., GABLER, C.A., ZIPP, R. & ROGERS, W.E. 2009. Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. *Forest Ecology and Management* 258: 546–553
- SÁENZ DE BURUAGA, M. 1995. Alimentación del jabalí (*Sus scrofa castilianus*) en el norte de España. *Ecología* 9: 367-386.
- SUNYER, P., BOIXADERA, E., MUÑOZ, A., BONAL, R. & ESPELTA, J.M. 2015 *The Interplay among Acorn Abundance and Rodent Behavior Drives the Spatial Pattern of Seedling Recruitment in Mature Mediterranean Oak Forests*. *PLoS ONE* 10(6): e0129844. doi:10.1371/journal.pone.0129844
- WILCOX, J.T. & VAN VUREN, D.H. 2009. Wild pigs as predators in oak woodlands in California. *Journal of Mammalogy* 90:114–118.