

Principals resultats del projecte “Impactboar” de seguiment de l’activitat del senglar al Parc Nacional d’Aigüestortes i Estany de Sant Maurici

**Carme Rosell^{1,2}, Alberto Muñoz³, Ferran Navàs¹, Marc Fernández-Bou¹,
Pau Sunyer⁴, Raúl Bonal⁵, Josep Maria Espelta⁴**

1. MINUARTIA. Av. Diagonal 52 3, 5^a Planta, Barcelona

2. Dept. Biologia Animal. Univ. de Barcelona, Barcelona

3. Dept. de Didáctica de la Ciencias Experimentales, Univ. Complutense de Madrid, Madrid

4. CREAF. Campus UAB, Cerdanyola del Vallès

5. Grupo de Investigación Forestal, INDEHESA, Universidad de Extremadura, Plasencia

Abstract

Seasonal wild boar habitat use in Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park was analysed together with the wild boar’s potential impact on meadows, recruitment of tree species and populations of forest rodents and other animals. Strong seasonal variation in habitat use was observed, with higher presence during spring and summer. Changes in floristic composition, diversity, richness and structure of plant communities were observed in meadows areas rooted by the wild boar. No significant effects were observed on tree species or forest regeneration, and no effects were recorded in other animal species. Low wild boar density in the area was considered a key factor to explain the results observed.

Keywords: biodiversity, demography, endangered fauna, global change, rooting

Resum

S’ha analitzat l’ús estacional dels hàbitats del Parc Nacional d’Aigüestortes i Estany de Sant Maurici pel que fa al senglar i el seu possible impacte sobre: comunitats de prats, reclutament d’espècies arbòries, poblacions de rosegadors forestals i altres espècies de fauna. S’han observat fortes variacions estacionals en l’ús dels hàbitats, amb més presència de senglar a la primavera i estiu. Als prats, les furgades comportaren canvis en la composició florística, així com en la riquesa, diversitat i l’estructura de la comunitat vegetal. No s’han apreciat efectes significatius sobre la regeneració forestal ni sobre altres espècies de fauna. La baixa densitat que manté el senglar a la zona s’ha considerat un factor clau per explicar els resultats observats.

Paraules clau: biodiversitat, canvi global, demografia, fauna amenaçada furgades, pastures

Introducció

Arreu d'Europa el senglar està mostrant una extraordinària expansió atribuïble a diverses causes associades a canvis en els usos del sòl i a factors humans (Massei et al. 2015). A les àrees situades a més latitud la presència de senglar està dificultada pels llargs períodes hivernals amb sòls gelats o coberts per importants gruixos de neu (Erkinaro et al. 1982). L'escalfament global s'ha identificat per això, com un factor que afavorirà l'augment de densitat de l'espècie i li permetrà expandir la seva distribució geogràfica al nord d'Europa (Melis et al. 2006) i també li pot facilitar una presència més gran a les zones d'alta muntanya, on l'espècie es detecta per damunt dels 2000 m als períodes més càlids (Fernandez-Bou et al. 2006).

La particular ubiqüitat i plasticitat ecològica de l'espècie contribueix a facilitar la colonització de tot tipus d'ambients (Rosell & Herrero 2007). No obstant això, a Catalunya, el monitoratge de les poblacions que es porta a terme en una vintena d'observatoris (Rosell 2005) possibilita apreciar el contrast entre les altes densitats i espectaculars augments dels sectors del nord-est del país, i els observatoris situats als Pirineus o a les seves proximitats, on les poblacions de senglar mantenen densitats moderades i es mantenen relativament estables (DAAM 2014).

Diferents aspectes de l'ecologia del senglar en ambient alpi han estat objecte d'estudi al Pirineu aragonès (e.g. Puigdefàbregas, 1980; Vericad, 1983; Herrero et al. 1995; Luque-Larena et al. 2003; Sarassa & Sarassa 2013) i a Catalunya, al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Fernandez et al. 2006). Alguns treballs han considerat els efectes de les furgades en aquests ambients (e.g. Orsi et al. 1995; Cocca et al. 2007; Bueno et al. 2009, 2010, 2011) i també en les comunitats de rosegadors (Luque-Larena et al. 2003) i d'oligoquets (Bueno et al. 2014).

La previsible expansió del senglar en zones d'alta muntanya que pot comportar l'escalfament global, junt amb els potencials efectes que l'espècie pot generar en els sensibles ecosistemes alpins contrasten amb l'escassa informació sobre aquests efectes així com sobre l'ús de l'hàbitat que fa el senglar a l'alta muntanya.

Objectius

Els objectius del projecte IMPACTBOAR han estat els següents: (1) analitzar l'ús estacional dels hàbitats del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany

de Sant Maurici pel que fa al senglar (2) avaluar els efectes de l'espècie sobre l'estructura i composició florística dels prats alpins i subalpins i (3) conèixer els potencials impactes sobre altres elements de la biodiversitat del Parc Nacional, en concret el reclutament d'espècies arbòries, l'impacte sobre les poblacions de rosegadors forestals claus per a la dispersió de llavors de nombroses espècies, i el consum d'espècies de fauna amenaçada.

Els resultats obtinguts s'han pogut comparar amb els descrits a l'estudi anterior 'La població de jabalí en el Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici' (Minuartia, 2005), que va constituir la primera aportació sobre ecologia de senglar en ambients alpins i subalpins al Pirineu central i a Catalunya (Fernández-Bou et al. 2006).

Àrea d'estudi

L'estudi s'ha portat a terme al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, situat al Pirineu central, en el domini de l'alta muntanya pirinenca i amb un dels millors exponents ibèrics d'ambients alpins i subalpins. El Parc està en altituds compreses entre els 3.033 i els 1.200 m. Els prats intercalats amb rocams sense vegetació dominen per sobre del dels 2.300-2.400 m. Les formacions forestals més representatives inclouen boscos de pi negre (*Pinus mugo*), pi roig (*Pinus sylvestris*), avet (*Abies alba*), bedoll (*Betula pendula*) i faig (*Fagus sylvatica*), amb presència menys abundant de roures (*Quercus* ssp.). Entre la fauna cal destacar espècies emblemàtiques de l'alta muntanya com el gall fer (*Tetrao urogallus*) o la perdiu blanca (*Lagopus mutus*) entre moltes altres. A banda del senglar, hi ha altres ungulats com l'isard (*Rupicapra pyrenaica*), el cabirol (*Capreolus capreolus*), la daina (*Dama dama*) i el cérvol (*Cervus elaphus*).

Metodologia

Anàlisi de l'activitat del senglar en diferents tipus d'hàbitat

El treball es va elaborar aplicant una metodologia similar a l'estudi previ (Minuartia 2005), basada en el recorregut de 16 transectes lineals dividits en segments de 200 m que sumaven un total d'uns 50 km i que es distribuïen per diferents tipus de boscos (fageda, avetosa i pinedes), pastures i altres hàbitats del Parc Nacional compresos entre els 1.300 i els 2.200 m.

Els transectes es van recórrer en les quatre estaci-

ons de l'any enregistrant els indicis de presència de senglar (furgades recents, petjades, excrements, jaços i arbres fregats o amb marques d'ullalades); també s'enregistraren tots els rastres d'altres espècies d'ungulats salvatges. En total es van portar a terme 6 campanyes: 4 estacionals (primavera 2012 a hivern 2013) i dues campanyes complementàries a la primavera de 2013 i de 2014.

Per a cadascun dels segments es va determinar l'abundància de l'espècie i també un conjunt de variables relacionades amb la topografia, coberta del sòl, altitud, exposició, heterogeneïtat del paisatge (índex de diversitat de Shannon, mida efectiva de malla) entre altres. Es va portar a terme l'anàlisi mitjançant models lineals generalitzats mixtos (GLMM) i el grau de fidelitat entre anys i estacions es va avaluar a partir de correlacions (S-Spearman).

Avaluació d'efectes de les furgades de senglar en prats

L'estudi es va portar a terme el 2013 en 11 prats montans i subalpins, tant calcícoles com silícics, que ja havien estat mostrejats en l'estudi anterior (Minuartia 2005). A cada prat es van portar a terme transsectes de longitud variable (ca. 30-60m) per determinar l'abundància de furgades i es van realitzar inventaris florístics en parelles contigües de parcel·les de 25cmx25cm, una furgada i una altra sense furgar. Segons els inventaris es va obtenir la diversitat local a escala de parcel·la (Alfa-diversitat) i del conjunt del prat (Beta-diversitat), (Baselga 2012). En les anàlisis també es van considerar els efectes del substrat (calcícola o silícic) i l'any d'estudi (2005 o 2013). L'anàlisi estadístic de l'efecte del substrat i de les furgades sobre diferents variables es va portar a terme mitjançant GLMM.

Anàlisi d'efectes en la regeneració forestal i mortalitat d'arbres

Els anys 2012 i 2013 es van portar a terme censos de plàntules i exemplars d'arbres joves (alçada >3m i DN<5) en 10 parcel·les de 20x2m en boscos (pineda-avetosa i fageda amb roures dispersos), situats en zones on es van realitzar transsectes per estimar l'abundància de senglar. També es van establir 12 parcel·les de 10 m de radi en les quals es van realitzar inventaris d'arbrat i es va determinar l'afectació per senglar (rascat de l'es-corça per fregament del cos de l'animal i marques d'ullals) i si l'arbre estava viu o mort. L'anàlisi estadística es va portar a terme mitjançant models lineals generals.

Anàlisi d'efectes sobre comunitats de rosegadors

Es van portar a terme captures de micromamífers a la vall d'Espot durant els estius de 2012 i 2014. Es van utilitzar 300 paranys Sherman, 100 per cada tipus d'hàbitat estudiat (pineda de pi roig; prats amb caducifolis; avetosa amb rocams i tarteres) i distribuïts en 10 estacions de 10 dispositius cadascuna. En cada estació es va caracteritzar el microhàbitat i els indicis de presència de senglar. A cada mostratge es van mantenir els paranys operatius durant 4 nits consecutives i es revisaren cada matí. Els individus capturats es van sexar, es va determinar l'espècie quan era possible i es va dur a terme el marcatge individual mitjançant microxips subcutanis per poder determinar recaptures. Quan es tractava d'*Apodemus* ssp., es va una mostra de teixit de la cua i es van realitzar anàlisis genètiques per diferenciar *Apodemus sylvaticus* d'*A. flavicollis* (Bonat et al. 2016).

Determinació de consum d'altres espècies de fauna

Per avaluar el consum del senglar d'espècies d'alt interès de conservació, com ara aus galliformes, es van recollir mostres de femtes de senglar entre els mesos de juny a octubre de 2014, i es va determinar la presència de restes animals mitjançant anàlisi genètica. En total, es van recollir 40 mostres que es conservaven enregistrant diferents variables del lloc de recollida, com ara localització i característiques de l'hàbitat. Les mostres foren analitzades mitjançant amplificació i seqüenciació d'un fragment d'ADN mitocondrial de les restes animals obtingudes i que van ser comparades amb les seqüències per al mateix gen disponibles a les bases de dades genètiques (GenBank).

Resultats i discussió

Ús dels hàbitats

La probabilitat de presència de senglar als hàbitats del Parc Nacional mostra una forta variació estacional, que és màxima a la primavera i l'estiu, i molt escassa a l'hivern (figures 1 i 2). La probabilitat de presència augmenta amb l'altitud a l'estiu, quan se'l troba per sobre dels 2000 m i disminueix a l'hivern, quan no es detecta per damunt dels 1.800 m. S'aprecia una preferència per sectors exposats a sud, est i oest.

Els hàbitats amb més presència de senglar són els prats i els boscos aciculifolis en els quals s'aprecia una forta variació estacional. A la tardor augmenta la presència de senglar en hàbitats ca-

ducifolis i a la primavera en matollars. També hi ha més probabilitat de presència en sectors que mostren una heterogeneïtat més gran de cobertes del sòl. La recurrència d'ús dels mateixos sectors pel senglar en diferents anys i estacions de l'any, es fa palesa amb una correlació positiva particularment elevada en la comparació entre els sectors utilitzats a l'hivern (S-Spearman = 0.58).

Aquests resultats confirmen els obtinguts a l'estudi precedent que es va portar a terme al Parc Nacional (Minuartia 2005) i també en localitats del Pirineu occidental pel que fa a l'ús dels hàbitats (Bueno *et al.* 2009). La pràctica absència de l'espècie en sectors situats a més altitud durant l'hivern s'atribueix als rigors climàtics, amb sòls gelats o coberts per importants gruixos de neu (Erkinaro *et al.*, 1992; Fernandez-Bou *et al.* 2006). La possibilitat d'obtenció de recursos tròfics condicionaria tant aquests desplaçaments altitudinals com la variació de tipus d'hàbitats utilitzats pel senglar al llarg de l'any, fet que pot explicar més presència en prats a l'estiu, quan explotaria principalment recursos tròfics hipogeus, i en boscos caducifolis a la tardor, on pot obtenir fruits forestals. Per altra banda, tant els desplaçaments altitudinals com els de menys presència de senglar en sectors més freds d'exposició nord, poden suposar que la temperatura ambient és un factor important que condiciona la presència de senglar a l'alta muntanya. Aquesta observació és concordant amb el fet que la temperatura mitjana del mes de gener ha estat un dels principals factors que explica la variació geogràfica en la densitat de senglar registrada a Europa (Melis *et al.*, 2006), i s'assoleix el mínim de densitat en les regions d'hiverns més freds.

Per altra banda, l'abundància de senglar al Parc Nacional mostra un descens significatiu en el període 2012-2013 (probabilitat de 0,34), respecte el 2004-05 (probabilitat de 0,47; figura 3). La reducció també s'aprecia si es comparen les dades de primavera dels tres anys d'estudi. El descens moderat de presència de senglar podria atribuir-se a una reducció de l'efectiu poblacional a causa del control que es porta a terme principalment mitjançant l'activitat cinegètica, a la perifèria del Parc Nacional (zones més baixes on el senglar es desplaça a l'hivern, coincidint amb el període de caça). Tot i això no poden descartar-se altres efectes com ara el de més disponibilitat tròfica en zones perifèriques, o factors meteorològics. A l'observatori més proper de seguiment de senglar

(espai de l'Alt Pallars-Aran), s'aprecia una tendència estable en la densitat de senglar en els darrers 10 anys amb densitats situades prop dels 2 individus/km² (DAAM 2014); al mateix Programa de seguiment també s'evidencia una tendència estable o en lleuger descens, a tots els observatoris situats en zones pirinenques, que contrasta fortament amb els forts increments que està mostrant l'espècie en zones més baixes del quadrant nord-oriental (DAAM 2014). Finalment, al Pirineu aragonès també s'ha constatat un descens de la presència de senglars observats en batudes de caça en el període 2004 a 2011 (Sarasa & Sarasa, 2013).

Efectes de les furgades en prats alpins i subalpins

Les furgades generen una alteració de la coberta dels prats (figura 4) i la comparació de la superfície furgada mostra una important variació interanual. La superfície de prat alterada per furgades fou del prop del 25% al 2005, mentre que al 2013 es mostra inferior al 14%, amb un patró similar tant en prats silícicoles com calcícoles. La important variació entre anys pot ser atribuïda al comportament oportunista del senglar que varia la ingesta d'aliment en funció dels recursos disponibles (Herrero *et al.*, 2006; Cocca 2013) consumint amb més intensitat aliment hipogeu quan altres materials aeris més energètics (com fruits forestals o conreus) són escassos.

Les furgades causen una reducció en la riquesa, diversitat i estructura de la comunitat, amb una davallada més accentuada a les pastures calcícoles (figura 5). Altres estudis també posen de manifest aquests efectes (Bueno *et al.*, 2009) amb un impacte més gran de les furgades en prats de substrats calcícoles respecte dels silícics, que pot ser per causa que els primers mostren més riquesa d'espècies poc abundants, les quals resultarien més afectades per la pertorbació.

Pel que fa a efectes sobre les formes vitals, en prats silícics s'aprecia una reducció dels hemi-criptòfits i un augment dels teròfits a les àrees furgades; en els calcícoles, en canvi, s'aprecia una reducció de camèfits. Els geòfits mostren una disminució només marginalment significativa a les zones furgades, tot i que es detectaren molt pocs tàxons pertanyents a aquestes formes vitals. També s'hi observa un augment d'espècies pluri-regionals oportunistes (ex. *Rumex acetosella*, *Phleum pratense*, *Arenaria serpyllipholia*), mentre que espècies més escasses, com *Cam-*

panula glomerata o *Euphrasia stricta* mostren una reducció en prats calcícoles.

Les furgades causen, per tant, reduccions en espècies de flora de cicle vital llarg (hemicriptòfits i caméfits), mentre que afavoreixen l'abundància les espècies anuals (teròfits) de distribució àmplia i oportunistes, ben adaptades a colonitzar els nous espais de sòls remoguts per les furgades. A més, la germinació de les llavors d'aquestes espècies pot ser afavorida per la remobilització de nutrients del sòl que generen les furgades (Bueno *et al.* 2011). La moderada reducció de geòfits, que s'esperaria més alta ja que alguns bulbs són molt apetents per a l'espècie i s'ha constatat la seva reducció en prats alpins a causa de les furgades (Cocca *et al.* 2013), podria explicar-se per l'escassetat d'aquestes formes vitals en els prats estudiats, on només s'ha detectat *Botrychium lunaria* i *Crocus* sp. No es pot descartar que la reiteració de furgades en aquests prats sigui la causa que hagi minvat progressivament la presència de geòfits. De fet, s'observà com un espècie amb bulbs apetents (*Lilium martagon*) creixia en rodals concentrada entre roques, en espais fora de l'abast del senglar (M. Guardiola i C. Rosell com. pers.). Pel que fa a la Beta-diversitat, del conjunt dels prats estudiats, tant del total com el seu component principal (per reemplaçament d'unes espècies per altres), augmenta de manera significativa en pastures furgades respecte de les no furgades (respectivament, de 0,55 a 0,64 i de 0,51 a 0,59). Globalment, doncs, les furgades de senglar provoquen un augment del nombre d'espècies presents als prats, si bé, acompanyat d'una banalització de la flora en les àrees furgades. Tot i això, s'ha atribuït al senglar un efecte positiu sobre el valor silvo-pastoral i ecològic de pastures sotmeses a altes càrregues ramaderes de vacum en les quals tendeixen a dominar algunes espècies d'escàs valor pastoral com el pèl caní (*Nardus stricta*). Aquests prats sobrepasturats serien afavorits per l'obertura de nous espais que generen les furgades i que permeten el creixement d'altres espècies (Fernandez-Bou *et al.* 2006).

Efectes del senglar sobre l'arbrat i la regeneració forestal

El nombre d'exemplars d'arbres que presenta marques d'ullalades o fregament de l'escorça (vegeu la figura 4) afecta un percentatge reduït d'arbre en tots dos anys de mostratge: entre 0,8% i

1,5% en individus en boscos aciculifolis, i entre 0,4 i 0,6% en sectors de caducifolis. El nombre d'arbres morts a causa de l'escorçament que causa el fregament del cos del senglar contra el tronc de l'arbre és negligible (només s'han localitzat 3 arbres morts en el conjunt de les 24 parcel·les). S'aprecia una preferència per arbres de mida intermèdia (DN=15-20 cm), i és el pi negre l'espècie preferida en boscos aciculifolis i el roure als boscos de fageda amb roures. El fregament del cos del senglar contra l'escorça d'arbres després de rebotcar-se al fang és una activitat a la qual s'atribueix funció desparasitària, que estaria reforçada si s'impregna el pelatge amb resina; en el cas de les incisions amb ullals, en canvi, els arbres serien el suport de marcatges de caràcter sexual o jeràrquic (Rosell *et al.*, 2001).

L'impacte del senglar sobre la regeneració forestal també es mostra poc rellevant afecta únicament alguns arbrissos de pi (0,7 % d'individus) i plàntules de roure i faig (respectivament 5,8% i 2,1%). Aquest reduït efecte difereix de l'observat en boscos mediterranis, on sí es van observar efectes del senglar en la regeneració forestal (Gómez & Hodar 2008). Cal tenir en compte però que en aquestes zones la densitat de senglar era probablement molt superior a l'estimada al Pirineu central.

Efectes sobre comunitats de rosegadors

Entre les dues campanyes de mostratge de 2012 i 2014 es van capturar un total de 54 individus pertanyents a 4 espècies de rosegadors: rata cellarda (*Eliomys quercinus*), talpó roig (*Myodes glareolus*), ratolí de camp (*Apodemus sylvaticus*) i ratolí lleonat (*A. flavicollis*). Els ratolins són les espècies més abundants i més àmpliament distribuïdes; es tracta d'espècies generalistes que colonitzen una àmplia varietat d'ambients a Europa (Michaux *et al.* 2005). Tot i això *A. flavicollis* mostra al Parc Nacional, menys abundància que *A. sylvaticus* (31% i 69% respectivament), i una distribució més restringida que es localitza a les zones de més altitud, properes als 2.000 m, amb cobertura d'avetosa i abundants tarteres i rocams. Aquestes zones són també les que mostren més diversitat de la comunitat de micromamífers.

El senglar no mostra efectes en les comunitats de rosegadors: ni la diversitat d'espècies, ni la seva abundància mostra diferències significatives en-

tre zones amb més probabilitat de presència de senglar i zones control. La superfície més gran de rocams a les àrees on les comunitats de rosegadors es mostren més riques podria dificultar l'acció del senglar en aquests indrets situats a més altitud, que també utilitzen amb menys freqüència. Aquests fets podrien explicar que no s'hagin apreciat efectes com els que si s'han posat de manifest en altres zones (Muñoz & Bonal 2007; Sunyer *et al.* 2015). Estudis anteriors realitzats al Pirineu occidental també van detectar efectes, disminuint tant el nombre d'individus capturats com el d'espècies de micromamífers a mesura que augmentava l'abundància de senglar (Luque-Larena *et al.*, 2013).

Consum d'espècies de fauna

S'ha identificat presència de DNA d'origen animal en només 9 de les 28 mostres de femtes de senglar analitzades. Cap d'aquestes femtes correspon al gall fer (*Tetrao urogallus*) ni a cap altra espècie d'au. Les femtes recollides al sector de Boí mostren traces de gat domèstic (*Felis catus*) i les d'Espot (Sant Maurici) contenen restes de musaranya comú (*Crocridura russula*), rata almesquera (*Galemys pyrenaicus*, catalogada com a Vulnerable per la UICN i inclosa al Catálogo Español de Especies Amenazadas) i de cabirol (*Capreolus capreolus*). Altres estudis ja han posat de manifest el consum d'aquesta espècie com a carronyaire (Sáenz de Buruaga 1995).

Tot i que el senglar és bàsicament herbívor, a totes les poblacions estudiades s'aprecia una alta freqüència de consum de matèria animal, tot i que constitueix un reduït percentatge del volum de la ingesta (Schley & Roper 2003; Herrero *et al.*, 2005) que assoleix màxims en àrees de zones humides on arriba a constituir poc més del 5% del volum consumit (Giménez-Anaya *et al.* 2008). El senglar ingereix de manera oportunista invertebrats que troba al sòl, exerceix de carronyaire i també s'ha constatat predació (Wilcox, & van Vuren, 2009; Ballarín *et al.* 2014). El fet que a l'estudi no s'hagi detectat consum de gall fer, ni de cap altra au que nidifiqui al terra pot ser atribuït a la reduïda mida de la mostra analitzada, com també al fet que el gall fer mostri preferència d'hàbitats que estan en altituds on la presència de senglar és escassa. La baixa abundància de gall fer a les àrees mostrejades és un altre factor que podria haver condicionat el resultat (Iván Alonso com. pers.) i s'ha suggerit també, que aquesta espècie pot ser poc sensible a la predació per senglar gràcies al camuflatge olfatiu dels ous i polls (C. Rosell, com. pers.).

Conclusions

Els prats supraforestals i algunes espècies de flora se situen com els elements de la biodiversitat del Parc Nacional més sensibles als efectes del senglar. En canvi, no s'han detectat efectes significatius ni en l'arbrat i la regeneració forestal, ni tampoc sobre comunitats de micromamífers, ni altres espècies de fauna. Dos factors poden tenir una incidència cabdal per explicar els resultats observats: el fet que el senglar manté una baixa densitat a la zona d'estudi i la forta variació en l'ocupació dels hàbitats situats a més altitud, que durant l'hivern queden pràcticament lliures de senglar. Ambdós factors són susceptibles de variació en el context de canvi climàtic ja que hiverns més temperats afavoririen l'expansió del senglar i facilitarien la seva permanència en zones de més altitud on pot constituir una amenaça per a altres elements de flora i fauna. La densitat de senglar també podria augmentar si es reduís el control poblacional que s'exerceix a la perifèria del Parc Nacional. Per tant, mantenir un adequat control (amb la cooperació dels gestors de fauna a la perifèria de l'espai protegit) és un factor clau per mantenir una baixa conflictivitat i prevenir els potencials impactes de l'espècie.

Per evitar l'afectació de tàxons de fauna amenaçada que es podria produir de manera lenta i progressiva, és recomanable aprofundir el coneixement dels efectes del senglar sobre la flora, així com l'acció combinada amb herbívors domèstics i salvatges, en particular cabirol i daina, que mostren una forta expansió a la zona d'estudi.

En l'actual escenari de canvi global i considerant l'alt potencial d'expansió i de transformació d'hàbitats que té el senglar, així com el risc d'afectacions a espècies amenaçades es justifica que el senglar i els seus impactes siguin objecte de monitorització en els sensibles hàbitats dels ambients alpins.

Agraïments

Agraïm la cooperació i el suport que hem rebut de tot l'equip del Parc Nacional que ha participat en l'estudi i en particular de la seva directora-conservadora Mercè Àniz, i dels tècnics Cristina Espinar i Josep María Rispa, així com també dels agents del Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya que han participat en els treballs de camp. Ainhoa Ubiria i Moisès Guardiola han col·laborat en l'estudi de les furgades en prats.

R.B. gaudeix d'un contracte del programa TA13032 del Gobierno de Extremadura. El projecte IMPACTBOAR (394/2011) va ser finançat per l'Organismo Autónomo de Parques Nacionales (MAGRAMA).



Figura 1. El senglar, com aquesta femella acompanyada d'un garri, ocupa els hàbitats del parc nacional situats a més altitud a mesura que avança la primavera i es fon la coberta de neu.

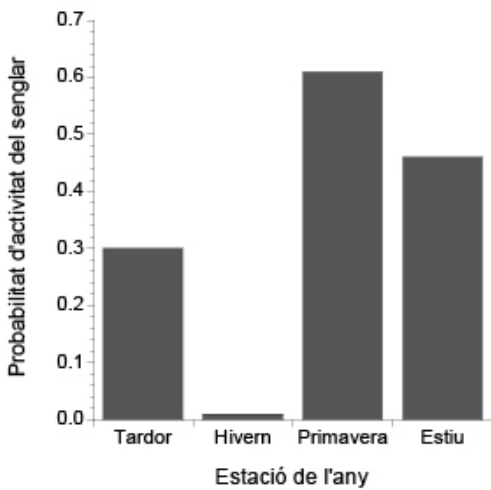


Figura 2. Presència de senglar (rastres) al parc nacional d'aigüestortes i estany de sant maurici i àrea d'influència en funció de l'estació de l'any.

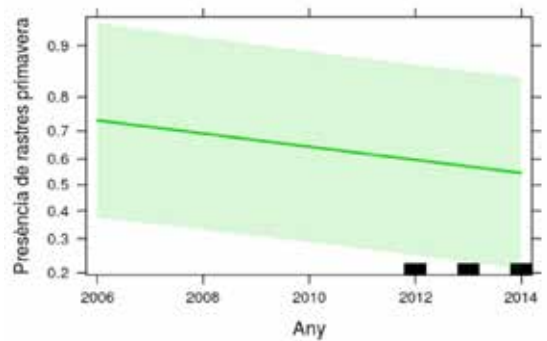


Figura 3. Evolució de la presència de senglar (rastres) a la primavera en els hàbitats del parc nacional i àrea d'influència.



Fotos furgades i arbre fregat
Figura 4. Prat amb furgades i arbre fregat per senglar

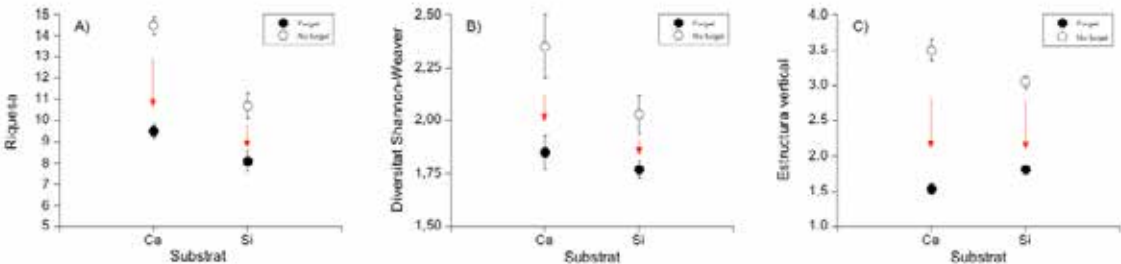


Figura 5. Mitjana ($\pm$ es) de riquesa (a), diversitat (b) i estructura vertical (c) de la comunitat de plantes en prats sobre substrat silícic (si) o calcari (ca) al parc nacional, en zones furgades i no furgades

Bibliografia

- 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* 000:000-000 (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.
- COCCA, G., STURARO, E., DAL COMPARE, L., & RAMANZIN, M. 2007. Wild boar (*Sus scrofa*) damages to mountain grassland. A case study in the Belluno province, eastern Italian Alps. *Italian Journal of Animal Science* 6 (1), pp.845–847.
- DAAM - Departament d'Agricultura, Alimentació i Medi Natural. 2014. Programa de seguiment de les poblacions de senglar a Catalunya. Informe inèdit.
- 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. In: 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., IRIZAR, I., LASKURAIN, N.A., GARCÍA-SERRANO, A., GARCÍA-GONZÁLEZ, R. 2005. Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. *Italian Journal of Zoology* 72: 49–52
- 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.
- LUQUE-LARENA, J.J., DOUGLAS, A., MONREAL, E.M. & GOSALBEZ, J., 2003. Influencia del jabalí (*Sus scrofa*) sobre las poblaciones de micromamíferos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Comunicación en formato póster. In: VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. Ciudad Real, 5 al 8 de diciembre de 2003. Pp.: 108.

- 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., SZAFRANSKA, P.A., JEDRZEJEWSKA, 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. & FILIPPUCI, 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 población 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.
- GALLO ORSI, U., SICURO, B., DURIO, P., CANALIS, L., MAZZONI, G., SERZOTTI, E., & CHIARIGLIONE, D. 1995. Where and when: the ecological parameters affecting wild boar choice while rooting in grasslands in an alpine valley. *IBEX Journal of Mountain Ecology*, 3, pp.160–164.
- PUIGDEFÁBREGAS, J., 1980. Observaciones sobre la hozadura del jabalí en ambiente forestal. Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental, 12: 7–16.
- ROSELL, C., FERNÁNDEZ-LARIO, P., & HERRERO, J. 2001. El jabalí (*Sus scrofa* LINNAEUS, 1758). Mamíferos de España. *Galemys* 13 (2): 1–25.
- ROSELL, C. 2005. Seguimiento de las poblaciones del jabalí en espacios naturales protegidos en Cataluña. In: Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Europarc-España (Atauri, J.A., Mugica, M., De Lucio, V., Castells, C., eds.). Fundación Fernando González Bernáldez, pp. 128–133.
- 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 (MAMAM) - SECEM-SECEMU.
- SARASA, M. & SARASA, J.A. 2013. Intensive monitoring suggests population oscillations and migration in wild boar *Sus scrofa* in the Pyrenees. *Animal Biodiversity and Conservation* 36.1: 79–88
- 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
- VERICAD, J. R., 1983. Estimación de la edad fetal y periodos de concepción y parto en el jabalí (*Sus scrofa*) en los Pirineos Occidentales. XV Congreso Internacional de Fauna Cinegética y Silvestre. Trujillo.
- WILCOX, J.T. & VAN VUREN, D.H. 2009. Wild pigs as predators in oak woodlands in California. *Journal of Mammalogy* 90: 114–118.