

Efecte de la freqüentació del bestiar en la biodiversitat i l'estat de conservació dels hàbitats pradencs subalpins als Pirineus centrals

Aina Àlvarez-Bellido

Universitat de Barcelona
aina.alvarez.b9@gmail.com

Alba Anadon-Rosell

Universitat de Barcelona. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals
Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio)
0000-0002-9447-7795; a.anadon@ub.edu

Oriol Grau

Parc Natural de l'Alt Pirineu
0000-0002-3816-9499; grau.oriol@gmail.com

Josep Casado-Pérez

Universitat de Barcelona
josepcasado94@gmail.com

Carme Casas

Universitat de Vic – Universitat Central de Catalunya
0000-0002-4601-0912; carme.casas@uvic.cat

Josep M. Ninot

Aaron Pérez-Haase

Eulàlia Pladevall-Izard

Universitat de Barcelona. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals
Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio)
0000-0002-3712-0810; jninot@ateneu.ub.edu
0000-0002-5974-7374; aaronperez@ub.edu
0000-0002-6693-5314; eulalia.pladevall@gmail.com

Andreu Salvat

Aprèn, Serveis Ambientals, SL
andreu@apren.cat

Roger Vidal-Cardos

Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA)
0000-0002-24349480; roger.vidal@irta.cat

Estela Illa

Universitat de Barcelona. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals
Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio)
0000-0001-7136-6518; estelailla@ub.edu



© dels autors i les autores

Recepció: març de 2026
Acceptació: maig de 2026
Publicació: juliol de 2026

Citació recomanada: ÀLVAREZ-BELLIDO, Aina; ANADON-ROSELL, Alba; GRAU, Oriol; CASADO-PÉREZ, Josep; CASAS, Carme; NINOT, Josep M.; PÉREZ-HAASE, Aaron; PLADEVALL-IZARD, Eulàlia; SALVAT, Andreu; VIDAL-CARDOS, Roger i ILLA, Estela (2026). «Efecte de la freqüentació del bestiar en la biodiversitat i l'estat de conservació dels hàbitats pradencs subalpins als Pirineus centrals». *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 72(2), 289-316. <<https://doi.org/10.5565/rev/dag.1569>>

Resum

En aquest estudi hem analitzat l'efecte de la freqüentació del bestiar en tres tipus de prats subalpins majoritaris als Pirineus centrals catalans, dominats per *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta* o *Festuca eskia*. Per a cada tipologia de prat, vam seleccionar cinc localitats on disposàvem de dades del moviment dels ramats a través de collars amb GPS, i en base a les quals vam establir cinc parcel·les en situacions representatives de diferents nivells de freqüentació ramadera: matollar, prat emmatat, prat poc freqüentat, prat molt freqüentat i pleta. En cada parcel·la vam fer un inventari florístic i en vam avaluar l'estat de conservació a partir de dos protocols contrastats. Els resultats obtinguts mostren com els ambients sotmesos a una pressió moderada del bestiar són els més rics i amb un estat de conservació millor, mentre que les zones sense pastura o intensament freqüentades són les més pobres i més homogènies florísticament.

Paraules clau: abandonament de pastures; matollar; prat; pastura; ramaderia; riquesa d'espècies

Resumen. *Efecto de la frecuentación del ganado en la biodiversidad y el estado de conservación de los hábitats de pradera subalpinos en los Pirineos centrales*

En este estudio hemos analizado el efecto de la frecuentación del ganado en tres tipos de prados subalpinos mayoritarios en los Pirineos centrales catalanes, dominados por *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta* o *Festuca eskia*. Para cada tipologia de prado seleccionamos cinco localidades para las que disponíamos de datos del movimiento de los rebaños obtenidos mediante collares con GPS, a partir de los cuales establecimos cinco parcelas en situaciones representativas de distintos niveles de frecuentación ganadera: matorral, prado con matorral, prado poco frecuentado, prado muy frecuentado y majada. En cada parcela realizamos un inventario florístico y evaluamos su estado de conservación mediante dos protocolos contrastados. Los resultados muestran que los ambientes sometidos a una presión moderada del ganado son los más ricos y presentan un mejor estado de conservación, mientras que las zonas sin pastoreo o intensamente frecuentadas son las más pobres y más homogéneas desde el punto de vista florístico.

Palabras clave: abandono de pastizales; matorral; pasto; pastoreo; ganadería; riqueza de especies

Résumé. *Effet de la fréquentation du bétail sur la biodiversité et l'état de conservation des habitats de prairies subalpines dans les Pyrénées centrales*

Dans cette étude, nous avons analysé l'effet de la fréquentation du bétail sur trois types de pelouses subalpines majoritaires dans les Pyrénées centrales catalanes, dominées par *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta* ou *Festuca eskia*. Pour chaque typologie de pelouse, nous avons sélectionné cinq stations pour lesquelles nous disposions de données sur les déplacements des troupeaux, obtenues avec des colliers GPS. Sur cette base, nous avons établi cinq parcelles dans des situations représentatives de différents niveaux de fréquentation par le bétail :

lande, pelouse embroussaillée, pelouse peu fréquentée, pelouse très fréquentée et zone de regroupement du bétail. Dans chaque parcelle, nous avons réalisé un inventaire floristique et évalué l'état de conservation à partir de deux protocoles éprouvés. Les résultats obtenus montrent que les milieux soumis à une pression modérée du bétail sont les plus riches et présentent le meilleur état de conservation, tandis que les zones sans pâturage ou fortement fréquentées sont les plus pauvres et les plus homogènes du point de vue floristique.

Mots-clés : abandon pastoral ; lande ; pelouse ; pâturage ; élevage ; richesse spécifique

Abstract. *The effect of livestock visitation on biodiversity and the conservation status of subalpine grassland habitats in the central Pyrenees*

In this study, we analyse the effect of livestock visitation on three major types of subalpine grasslands in the central Catalan Pyrenees, dominated by *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta*, or *Festuca eskia*. For each grassland type, we selected five locations where data on herd movements were available from GPS collars. Based on these data, we established five plots representing different levels of livestock visitation frequency: shrubland, shrub-encroached grassland, lightly visited grassland, heavily visited grassland, and livestock resting areas. In each plot, we conducted a floristic survey and assessed its conservation status using two established protocols. Our results show that environments subjected to moderate livestock pressure are the most species-rich and have the best conservation status, whereas areas without livestock or those intensively used by livestock are the poorest and most floristically homogeneous.

Keywords: pasture abandonment; shrubland; grassland; grazing; livestock farming; species richness

Sumari

- | | |
|------------------------|-----------------------------|
| 1. Introducció | 5. Conclusions |
| 2. Materials i mètodes | Referències bibliogràfiques |
| 3. Resultats | Material suplementari |
| 4. Discussió | |

1. Introducció

El paisatge d'alta muntanya pirinenca s'ha configurat a través de l'acció humana des de fa milers d'anys, sobretot per la rompuda de boscos i l'obertura d'espais a través de l'ús del foc per a conreus, pastures i aprofitament dels recursos forestals (Catalan et al., 2019; Fillat, 2003; Gassiot Ballbè i Pèlachs Mañosa, 2017). A mitjan segle XIX, el canvi de model socioeconòmic vinculat a l'era industrial va causar una forta despoblació del Pirineu, la qual cosa va provocar un abandonament de gran quantitat de pastures d'alta muntanya (Garcia-Ruiz i Lasanta-Martinez, 1990). Com a conseqüència, al llarg de les últimes dècades, aquest procés d'abandonament, afavorit per l'escalfament global, ha desembocat en una colonització progressiva d'aquestes pastures, particularment a l'estatge subalpi, per arbusts, fins que han esdevingut matollars o boscos incipients (Ninot et al., 2017a).

Dins d'aquest context general d'abandonament, però, s'ha produït una intensificació de les pastures en zones concretes, sobretot als fons de vall, ja que són més properes a les poblacions (Errea et al., 2023; Fillat, 2003; Jal, 2007). Així mateix, polítiques de reintroducció de fauna salvatge, com és el cas de l'os bru (*Ursus arctos*), han contribuït a promoure el reagrupament de ramats, incrementant així la càrrega ramadera en espais determinats. Per altra banda, durant les darreres dècades, com a resposta a l'interès socioeconòmic decreixent per la ramaderia ovina, s'ha anat substituint progressivament el bestiar ovi pel bovi i l'equí (Fillat, 1981; Idescat, 2001, 2012, 2022). Totes aquestes casuístiques tenen com a conseqüència els canvis en la composició florística i en l'estructura de les comunitats vegetals, com ara la colonització de prats i pastures per part d'espècies arbustives i arbòries i/o espècies poc apetibles per al bestiar (Hao i He, 2019; Illa et al., 2006; Milchunas et al., 1988), que poden, en alguns casos, comportar un empitjorament de l'estat de conservació de les pastures i de la seva qualitat farratgera (Fillat, 2003; Ubach et al., 2022).

Als Pirineus, els prats d'alta muntanya tenen un gran valor ecològic, ja que són els hàbitats que presenten la diversitat d'espècies més elevada, i el segon tipus d'hàbitats que recull més endemismes pirinencs, després dels rocosos (Gómez et al., 2017; Perramon, 2019). També són importants pel manteniment del característic paisatge en mosaic de l'alta muntanya, el qual es caracteritza per mostrar grans canvis d'espècies entre els diferents hàbitats de pastura (β -diversitat) (Gómez et al., 2003; Ninot et al., 2020).

La pastura per part de ramats de bestiar domèstic pot exercir una influència clau en el funcionament i l'estat de conservació d'aquests hàbitats pradencs. El manteniment d'espais oberts per part del bestiar redueix el risc d'incendis gràcies a la disminució de la biomassa vegetal (Casasús et al., 2007), alhora que el paisatge en mosaic pot exercir efectes beneficiosos sobre la fauna per l'augment de la diversitat de recursos alimentaris a nivell espacial i temporal (Farina, 1991; Preiss et al., 1997). La presència de bestiar també afecta el cicle de nutrients, ja que en pot augmentar la disponibilitat a través dels excrements (García-González, 2008), en pot possibilitar la mobilització pel desplaçament dels mateixos herbívors (De Mazancourt et al., 1998) i en pot modificar l'accessibilitat, ja que els nutrients dels excrements animals es troben en formes més biodisponibles per a les plantes (Kao et al., 2024). Aquest paper, però, pot quedar limitat per l'ús de productes antiparasitaris que alteren la fauna del sòl i, en conseqüència, dificulten el procés de degradació dels excrements del bestiar (Iglesias et al., 2006). Els ramats també poden contribuir a millorar l'estabilitat dels agregats del sòl i la capacitat d'infiltració i emmagatzematge d'aigua (Cernusca et al., 1996).

Tanmateix, els efectes del bestiar en l'estat de conservació dels hàbitats poden ser diversos segons el nivell de freqüentació ramadera a què aquests siguin sotmesos (García-González, 2008). Una càrrega ramadera moderada pot afavorir la diversitat d'espècies vegetals a través de la reducció de la competència entre espècies, en ésser consumides les dominants, mentre que una càrrega massa intensa pot reduir aquesta diversitat (Bakker, 1989; Milchunas et al., 1988). A més, una sobrecàrrega pot afavorir la presència d'espècies nitròfiles

i ruderals com a conseqüència de la compactació per trepig i de la presència de formes de nitrogen ràpidament disponibles per les plantes (Byrnes et al., 2018). La biomassa vegetal també és sensible a la intensitat de pastura. La biomassa aèria sol ser baixa en els prats d'alta muntanya (Illa i Ninot, 2005) i la pastura moderada en pot incentivar la producció i eliminar la necromassa que s'acumula a finals d'estiu. Per contra, una intensitat de pastura massa elevada pot arribar a impedir l'acumulació de la biomassa (Cao et al., 2024; Pladevall-Izard et al., 2025).

Per tal de fer una bona gestió del territori i poder compatibilitzar la conservació amb l'activitat ramadera, és important estudiar els efectes de la freqüentació del bestiar a escala local, tenint en compte la diversitat de pastures que s'hi poden trobar, cadascuna amb unes característiques ecològiques diferents i, per tant, amb respostes diferents davant les activitats ramaderes (Gómez, 2008a). Per aquest motiu, és d'especial interès l'aplicació de metodologies que permetin avaluar l'estat de naturalitat i conservació dels hàbitats en relació amb la pastura (Salvat i Casas, 2016). Els resultats de l'aplicació d'aquests protocols són d'una atenció particular de cara a la gestió dels hàbitats.

En aquest treball ens plantegem estudiar l'efecte de diferents nivells de freqüentació del bestiar sobre la riquesa d'espècies i l'estat de conservació de tres dels hàbitats més extensos de prats de pastura pirinencs, els prats mesòfils amb abundància d'*Agrostis capillaris* L. (hàbitat 35.122+), els gespets o prats de *Festuca eskia* Ramond ex DC. (36.314) i els prats mesòfils de *Nardus stricta* L. (36.311). Per tal d'avaluar-ne l'estat de conservació, hem emprat dues metodologies diferents adaptades als prats subalpins dels Pirineus. Les hipòtesis que ens plantegem són que (1) una freqüentació moderada del bestiar permetrà que s'estableixin més espècies vegetals maximitzant la riquesa d'especialistes dels prats; (2) la riquesa i la composició florística respondrà de manera diferent a la freqüentació en els tres hàbitats estudiats, i (3) les dues metodologies utilitzades per avaluar l'estat de conservació convergiran a identificar una freqüentació del bestiar moderada com la millor aliada per facilitar una bona conservació dels prats mesòfils subalpins dels Pirineus.

2. Materials i mètodes

2.1. Àrea i localitats d'estudi

L'estudi s'ha dut a terme al Parc Natural de l'Alt Pirineu i zones veïnes dins la zona perifèrica del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, als Pirineus centrals. Concretament, l'àrea d'estudi se situa dins els límits de l'estatge subalpí que, per la banda inferior, oscil·la entre 1.600-1.800 m s. n. m. i, per la superior, entre 2.200-2.400 m s. n. m. Als Pirineus, aquest estatge és dominat pels boscos de pi negre (*Pinus mugo* Turra subsp. *uncinata* [Ramond ex DC.] Domin), que a les parts baixes poden ser densos i ben estructurats, mentre que a les parts altes esdevenen més clars i irregulars. A les obagues, aquests boscos s'acompanyen sovint de matollars de neret (*Rhododendron fer-*

rugineum L.), mentre que als solells hi predominen el ginebró (*Juniperus communis* subsp. *nana* [Willd.] Syme) i el bàlec (*Genista balansae* [Boiss.] Rouy subsp. *europaea* [G. López i C. E. Jarvis] O. Bolòs i Vigo). Històricament, l'acció humana ha provocat una forta desforestació, substituint part de la vegetació potencial per pastures que, naturalment, es localitzarien a l'estatge alpi (Carrillo, 2006; Körner, 2003; Ninot et al., 2007, 2017b).

Per poder seleccionar els hàbitats pradencs i arbustius més abundants i representatius a l'estatge subalpí, vam creuar un model digital d'elevacions (MDT) amb la cartografia dels hàbitats de Catalunya (versió 3, Departament de Medi Ambient i Sostenibilitat, 2024), seleccionant-ne posteriorment els hàbitats situats per sobre dels 1.500 metres d'altitud als Pirineus catalans. Els hàbitats pradencs més abundants per sobre dels 1.500 metres són els prats mesòfils de *Festuca eskia* Ramond ex DC. (hàbitat CORINE 36.314, d'ara endavant prats de *Festuca*), amb 22.462 ha, els prats mesòfils d'*Agrostis capillaris* L. (hàbitat CORINE 35.122+, prats d'*Agrostis*), amb 8.696 ha, i els prats mesòfils de *Nardus stricta* L. (hàbitat CORINE 36.311, prats de *Nardus*), amb 7.727 ha. Pel que fa als matollars més abundants, són el de bàlec (hàbitat 31.84222+, amb 6.522 ha), el de neret (hàbitat 31.42, amb 6.004 ha) i el de ginebró (hàbitat 31.431, amb 891 ha).

Per poder determinar els diferents nivells de freqüentació ramadera dels hàbitats, vam partir de les dades de collars GPS d'una mostra representativa dels ramats de vacum, equí i oví que pasturen al Parc Natural de l'Alt Pirineu i zones veïnes (Vidal-Cardos et al., 2025). A partir d'aquesta informació, vam obtenir una capa SIG composta per hexàgons d'una hectàrea pels quals es va calcular un valor de kernel (*kernel density estimation*, KDE), que representa una estimació numèrica estandarditzada de la freqüentació del bestiar en l'espai. Aquesta estimació es va calcular dividint el KDE pel nombre de collars presents a cada hectàrea i multiplicant-lo pel nombre real d'animals, ponderat segons l'espècie (vegeu-ne més detalls a Vidal-Cardos et al., 2025). Vam categoritzar aquests valors KDE en els cinc nivells de freqüentació següents (en ordre creixent): matollar, prat emmatat, prat poc freqüentat, prat molt freqüentat i pleta. Anomenem *pleta* aquells claps molt pressionats pel bestiar, com ara reposadors o mosqueres. La definició dels llinars numèrics per a cadascun dels cinc nivells categòrics es va realitzar a partir d'un mostreig inicial de camp, on vam determinar punts amb els diferents nivells de freqüentació d'interès i, a posteriori, vam comprovar a quin rang de valors KDE corresponien. En conjunt, les cinc categories busquen representar un gradient d'intensificació i abandonament, que va des de l'extrem de la intensificació (representat per les pletes) fins als prats que han deixat de pasturar-se i han esdevingut matollars. Si bé tant un extrem com l'altre no es poden interpretar com un prat, i entenent que la presència de les pletes és inherent a la ramaderia extensiva, el fet d'incloure'ls a l'estudi permet tenir un marc de referència i comparatiu pel gradient de freqüentació.

A partir de la superposició de la capa d'hàbitats per sobre dels 1.500 metres d'altitud i la capa de freqüentació, vam escollir cinc localitats per a cada tipus d'hàbitat (15 en total), assegurant la presència de les diferents cate-

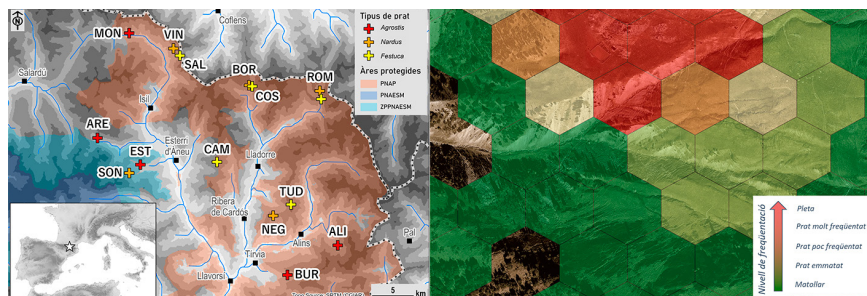
gories definides. Les localitats d'estudi seleccionades es troben ben distribuïdes dins els límits de l'estatge subalpí a la comarca del Pallars Sobirà, en un rang altitudinal d'entre 1.589 i 2.316 m s. n. m., onze de les quals es troben dins els límits del Parc Natural de l'Alt Pirineu, i dues dins la zona perifèrica del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Les altres dues es troben en zones properes fora dels límits dels dos parcs (figura 1, taula 1). En totes les localitats d'estudi, les dades de GPS corresponen a ramats de bestiar boví, amb un nombre de caps que oscil·la entre 17 i 20 en els menys nombrosos i fins a un centenar els més nombrosos. També hi ha dades de bestiar equí en dues de les localitats (Borricanyes i Font de la Costa) i d'oví en una (Campirme), si bé el ramat d'ovelles ha freqüentat sobretot les àrees de matollar perifèriques a les pastures amb boví (taula 1).

En la majoria de les localitats, quan es tracta d'ovins, les pastures d'estiu s'utilitzen de manera discontinua, seguint diferents moviments o girades entre muntanyes o sectors, sota la conducció d'un pastor o d'una pastora. En el cas de bovins i egües no hi ha una conducció tan estricta i els animals poden pasturar de manera més lliure, agrupats per lots i de forma més contínua. No obstant això, en cada situació específica es poden observar algunes particularitats respecte al patró general de maneig. Per exemple, en alguns casos les visites de les pastures es realitzen de manera discontinua per als bovins, mentre que en d'altres —com a Vinyals i Salau— el ramat es manté de forma continuada a la muntanya, amb més o menys càrrega ramadera segons el lloc i el moment. A les Planes de Son i Estanyeres els animals hi romanen un parell de setmanes entre principis de juny i la segona quinzena de setembre, mentre que en el cas de Burg també hi són presents a principis i finals d'estiu.

2.2. Establiment de les parcel·les i mostreig florístic

En cadascuna de les 15 localitats vam distribuir cinc parcel·les al llarg del gradient de freqüentació del bestiar, una per a cadascun dels nivells definits

Figura 1. Localitats d'estudi als Pirineus centrals (esquerra) i classificació dels diferents nivells de freqüentació ramadera dins una localitat d'exemple (Coma de Vinyals) en funció de les dades dels collars GPS del bestiar (dreta)



Font: elaboració pròpia.

Taula 1. Hàbitats i localitats d'estudi amb les coordenades geogràfiques corresponents (longitud, latitud; WSG84), altitud (m s. n. m.) i orientació general, així com amb informació sobre la tipologia de ramats seguits amb collars GPS i el nombre de caps de bestiar de cadascun

Hàbitat	Localitat	Codi	Coordenades	Altitud	Orientació	Bestiar (i caps)
Prats d' <i>Agrostis</i> (35.122+)	Planes de Son	SON-BR	1.074537, 42.619683	1.589	S	Boví (100)
	Les Ares	ARE-BR	1.010027, 42.647733	1.769	S	Boví (100)
	Bordes de Burg	BUR-BR	1.295912, 42.502706	1.697	NW	Boví (56)
	Montgosso	MON-BR	1.053439, 42.762996	1.610	E	Boví-boví (100-22)
	Bordes d'Alins-Boixedo	ALI-BR	1.369567, 42.536145	1.769	SW	Boví (50)
Prats de <i>Nardus</i> (36.311)	Estanyeres	EST-NA	1.058272, 42.610313	1.964	NE	Boví (100)
	Pla de Negua	NEG-NA	1.273072, 42.567144	1.979	NW	Boví (70)
	Borricanyes	BOR-NA	1.233178, 42.708977	2.072	N	Boví-equí (100-24)
	Coma de Vinyals	VIN-NA	1.119773, 42.747324	1.860	W	Boví (100)
	Romedo	ROM-NA	1.338492, 42.704445	2.015	N	Boví (17)
Prats de <i>Festuca</i> (36.314)	Tudela	TUD-FD	1.299098, 42.579736	2.316	NE	Boví (70)
	Romedo	ROM-FD	1.340783, 42.695485	1.905	SW	Boví (77)
	Campirme	CAM-FD	1.188003, 42.624501	2.077	E	Boví-oví (20-800)
	Port de Salau	SAL-FD	1.129659, 42.739729	2.007	SW	Boví (100)
	Font de la Costa	COS-FD	1.238028, 42.707877	1.927	SW	Boví-equí (100-24)

Nota: En les localitats amb presència de dos ramats, aquests s'indiquen amb un guió.

Font: elaboració pròpia

en base a les dades de presència de bestiar dels collars GPS o de l'estructura de la vegetació en el cas de les parcel·les amb arbustos. A camp es va acabar de determinar la posició exacta de les diferents parcel·les en funció de la freqüentació basada en observacions *in situ* i en el criteri expert. Les dimensions de les parcel·les van ser de 5 × 5 m per a les pastures i de 10 × 10 m per als matollars.

En cada parcel·la es va realitzar un inventari florístic complet de les espècies vasculars. El recobriment de les espècies es va estimar segons el mètode de Braun-Blanquet (1979), fent servir les categories següents: +: cobertura molt baixa; 1: cobertura < 10%; 2: cobertura del 10 al 25%; 3: cobertura del 25 al 50%; 4: cobertura del 50 al 75%, i 5: cobertura ≥ 75%.

2.3. Aplicació de protocols per l'avaluació de l'estat de conservació dels prats

Amb la finalitat d'avaluar l'estat de conservació dels prats es van aplicar dues metodologies diferents a cada localitat i nivell de freqüentació.

La primera, proposada per Salvat i Casas (2016), és el «Protocol per a l'avaluació de l'estat ecològic dels prats», adaptada per l'estatge subalpí del Parc Natural de l'Alt Pirineu (Ubach et al., 2022). D'ara en endavant l'anomenarem *mètode del transecte*. Aquest mètode està basat en la presència d'espècies indicadores de bona qualitat dels prats de l'estatge subalpí del Parc. Consisteix a establir un transecte en la diagonal més llarga de la parcel·la de mostreig,

el qual es divideix en tres trams de la mateixa longitud. Cal anotar-hi totes les espècies indicadores de bon estat ecològic presents en la franja d'un metre a banda i banda de la diagonal. L'avaluació de l'estat ecològic mitjançant el mètode del transecte es va fer en les parcel·les de prats. No es va aplicar al prat emmatat ni tampoc al matollar.

La segona, proposada pel Grup de Recerca de Geobotànica i Cartografia de la Vegetació de la Universitat de Barcelona (GEOVEG), és la «Metodologia per avaluar l'estat de Conservació dels Hàbitats de Catalunya» (Carreras et al., 2021). D'ara en endavant l'anomenarem *mètode GEOVEG*. Aquesta metodologia, adaptada per diferents tipus d'hàbitat (en aquest cas, per prats, pradells i herbassars), fa ús d'un protocol que inclou una col·lecció d'indicadors mesurables i un full de càlcul associat per tal de facilitar-ne l'avaluació. Els indicadors es distribueixen en tres blocs relacionats amb (I) estructura i funció, (II) composició i diversitat (tenint en compte, entre altres, les espècies diagnòstiques de l'hàbitat) i (III) impactes i elements aliens de l'hàbitat. El mètode GEOVEG es va aplicar, també, agrupant les cinc parcel·les amb el mateix nivell de freqüentació ramadera dins de cada tipus d'hàbitat.

2.4. Anàlisi de dades

Vam dur a terme les anàlisis mitjançant el programari R, versió 4.3.0 (R Core Team 2023). Per tal d'anàlitzar les diferències en la riquesa florística (M) entre els tres tipus d'hàbitats pradencs (hàbitat) i nivell de freqüentació del bestiar (freqüentació), primerament vam transformar els recobriments de Braun-Blanquet en percentatges de recobriment, en concret: + = 0,1%, 1 = 5%, 2 = 17,5%, 3 = 37,5%, 4 = 62,5% i 5 = 87,5%. Posteriorment, vam realitzar corbes de rarefacció per avaluar l'eficiència dels mostrejos en captar la diversitat existent en cada tipus de prat i nivell de freqüentació. Per fer-ho, vam utilitzar la funció *specaccum*, en mètode *random*, del paquet Vegan (Oksanen et al., 2025).

Per testar si l'hàbitat i la freqüentació tenien un efecte significatiu en la riquesa, vam fer servir models lineals mixtos mitjançant la funció *lme* del paquet *nlme* (Pinheiro et al., 2023), a més de testos ANOVA. Els models incloïen hàbitat, freqüentació i la seva interacció com a efectes fixos, a més de localitat com a efecte aleatori, i estaven ajustats amb el mètode REML. Vam transformar les variables resposta quan va caldre per tal d'assolir les assumpcions de normalitat i homoscedasticitat dels residus. Quan l'ANOVA indicava que algun dels factors era significatiu, testàvem quins nivells del factor diferien entre ells amb testos *post hoc* mitjançant la funció *emmeans* del paquet *emmeans* (Lenth, 2024). Posteriorment, vam realitzar les mateixes anàlisis per cadascun dels hàbitats per separat, en aquest cas incloent-hi només la freqüentació com a factor fix i la localitat com a factor aleatori.

Per determinar la similitud florística entre les parcel·les, vam construir una matriu de distàncies de Bray-Curtis, calculada amb la funció *vegdist* del paquet *vegan* (Oksanen et al., 2025) a partir dels inventaris transformats amb arrel

quadrada, que vam estandarditzar mitjançant la funció *metMDS* del mateix paquet *vegan* per poder-la representar en un gràfic d'ordenació NMDS. Per testar les diferències de composició en funció de la freqüentació, vam realitzar tests PERMANOVA de la composició en funció de la freqüentació amb la localitat estratificada mitjançant la funció *adonis2* del paquet *vegan*, comprovant si hi havia diferències significatives entre nivells de freqüentació amb la funció *pairwise.adonis2* del paquet *pairwiseAdonis* (Martínez Arbizu, 2017). Prèviament, vam comprovar l'assumpció de dispersió similar entre els diferents nivells de freqüentació amb les funcions *betadisper* del paquet *vegan* i *anova* del paquet *stats* (R Core Team, 2023).

3. Resultats

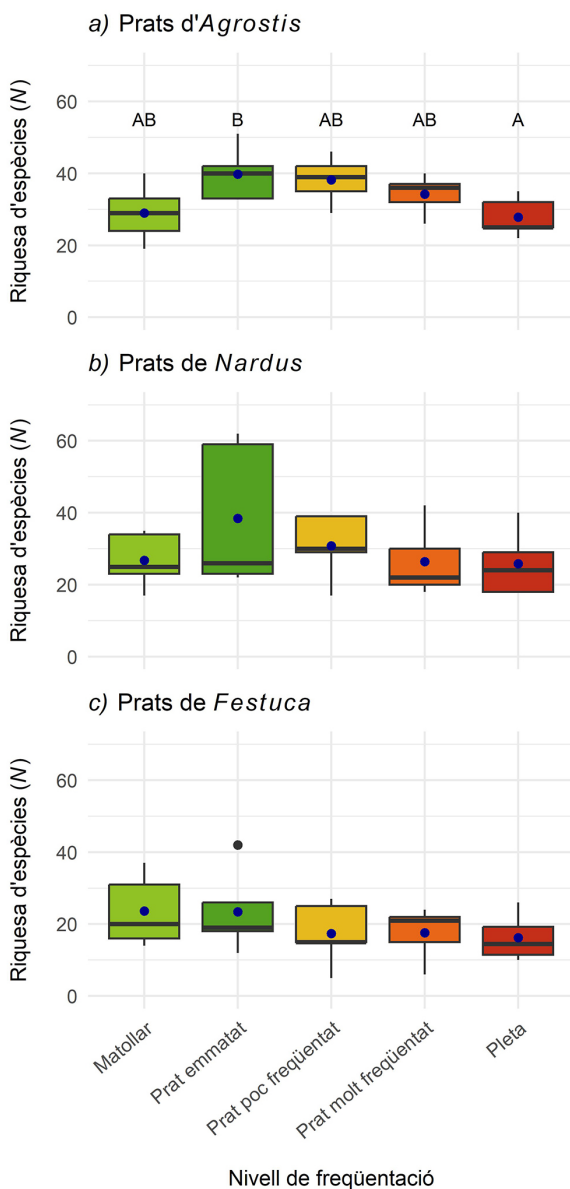
Les corbes de rarefacció van mostrar que, tot i captar una gran part de la riquesa d'espècies presents en els diferents tipus d'hàbitat i nivells de freqüentació, la nostra mida mostral no va arribar a assolir la riquesa potencial que aquests poden hostatjar (figura S1).

Tant el tipus d'hàbitat ($F_{2,46} = 7,21$, $P = 0,002$) com la freqüentació ramadera ($F_{4,46} = 2,78$, $P = 0,038$) van exercir un efecte significatiu en la riquesa d'espècies vegetals. La riquesa més elevada la vam trobar en els prats d'*Agrostis* ($33,8 \pm 1,56$; mitjana $\pm$ error estàndard del nombre d'espècies per parcel·la de mostreig), seguida dels prats de *Nardus* ($29,6 \pm 2,41$) i, en últim lloc, els prats de *Festuca* ($19,8 \pm 1,83$). Només vam trobar diferències significatives entre *Agrostis* i *Festuca* (*post hoc* Bonferroni, $P = 0,006$), tot i que els prats de *Nardus* i *Festuca* diferien de manera marginalment significativa ($P = 0,061$). Considerant tots tres hàbitats alhora, els valors màxims de riquesa d'espècies els vam trobar en el prat emmatat ($33,9 \pm 3,92$ espècies), mentre que la pleta presentava la riquesa més baixa ($23,8 \pm 2,27$). Només vam trobar diferències significatives entre aquests dos nivells (*post hoc* Bonferroni, $P = 0,046$). El model lineal mixt també va mostrar que la variabilitat (desviació estàndard) en la riquesa dins les localitats (8,51) era més gran que entre localitats (4,63).

En analitzar l'efecte de la freqüentació ramadera en cadascun dels hàbitats per separat vam observar-hi tendències similars (figura 2), tot i que només vam trobar diferències significatives entre nivells de freqüentació en els prats d'*Agrostis* ($F_{4,16} = 4,58$, $P = 0,012$; figura 2a). Igual que en l'anàlisi global, en aquest hàbitat el prat emmatat va resultar el nivell de freqüentació amb més riquesa d'espècies ($39,8 \pm 3,34$), essent significativament superior que la pleta (*post hoc* Bonferroni, $P = 0,037$), que tenia el valor més baix ($27,8 \pm 2,44$). El test *post hoc* també va indicar que el prat emmatat tenia una riquesa marginalment superior al matollar (*post hoc* Bonferroni, $P = 0,08$) i que el prat poc freqüentat tenia una riquesa marginalment superior a la de la pleta (*post hoc* Bonferroni, $P = 0,09$), mostrant la tendència a una disminució gradual dels nivells de riquesa des del prat emmatat i el prat poc freqüentat fins la pleta.

No vam trobar un efecte del grau de freqüentació ramadera sobre la riquesa d'espècies ni en els prats de *Festuca* ($F_{4,15} = 0,64$, $P = 0,640$; figura 2b) ni en

Figura 2. Riquesa d'espècies al llarg del gradient de freqüentació ramadera en els tres tipus d'hàbitat estudiats (a) *Agrostis*, (b) *Nardus*, (c) *Festuca*



Nota: les diferents lletres sobre els diagrames de caixa indiquen diferències significatives entre els nivells de freqüentació ($P < 0,05$). Els punts dins els diagrames de caixa indiquen el valor mitjà de riquesa pel nivell de freqüentació en qüestió.

Font: elaboració pròpia.

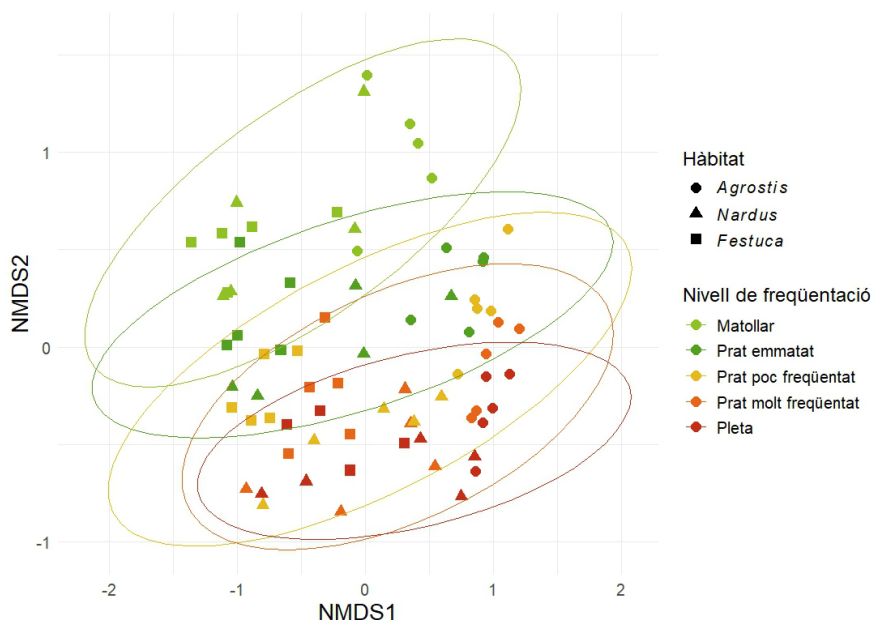
els de *Nardus* ($F_{4,16} = 2,10$, $P = 0,128$; figura 2c). Tanmateix, les dades mostren una tendència a disminuir en riquesa al llarg del gradient de freqüentació ramadera, des del prat emmatat fins a la pleta. En el cas de *Festuca*, la riquesa al matollar era relativament alta respecte als altres nivells de freqüentació, comparada amb els altres dos hàbitats.

De tots tres hàbitats, els prats de *Nardus* van ser els únics que van presentar més variabilitat de riquesa entre localitats que dins de cada localitat.

L'ordenació NMDS va mostrar un bon ajust a les dissimilituds originals (estrès = 0,13; R^2 no-mètric = 0,98), indicant una bona representació de les nostres dades (figura 3). L'eix NMDS 2 mostra una clara separació de la composició florística al llarg del gradient de freqüentació ramadera, des del matollar fins a la pleta. Cal destacar que les parcel·les amb una pressió ramadera més forta (a la zona inferior de l'ordenació) es troben més juntes a l'espai, indicant una composició més similar entre elles, mentre que les parcel·les menys intensificades (a la zona superior) mostren una composició més heterogènia. El test PERMANOVA va resultar significatiu ($P = 0,001$), amb una R^2 de 0,15, indicant que hi ha diferències significatives en la composició de les comunitats en funció de la freqüentació ramadera que experimentin, i que el nivell de freqüentació explica un 15% de la composició florística. En les comparacions per parells, vam observar que la composició florística del matollar era significativament diferent de la de tots els altres nivells de freqüentació ($P < 0,05$). Per a la resta de nivells, no vam detectar diferències significatives en la composició entre nivells consecutius al llarg del gradient, però sí entre els més allunyats (prat emmatat vs. prat molt freqüentat, $P = 0,027$; prat emmatat vs. pleta, $P = 0,002$; prat poc freqüentat vs. pleta, $P = 0,014$). En l'eix NMDS 1 les parcel·les es distribueixen segons l'hàbitat, amb les parcel·les dels prats d'*Agrostis* distribuïdes a la dreta, i les de *Festuca*, a l'esquerra. Les parcel·les de *Nardus* es troben més centrals i amb una distribució més dispersa (vegeu-ne el detall a la figura S2).

En realitzar les ordenacions per cada hàbitat per separat, les diferències quant a composició d'espècies entre nivells de freqüentació contrastats quedaven més difuminades, especialment als prats de *Nardus* (figura S3). Tot i això, els resultats de la PERMANOVA van ser significatius per als tres hàbitats ($P = 0,001$ en tots tres). Els prats d'*Agrostis* eren els que presentaven més diferències en la composició florística entre nivells de freqüentació ramadera. Tot i que el test de dispersió va resultar significatiu en aquest hàbitat (el test PERMANOVA assumeix una dispersió similar entre grups, per tant, un test de dispersió no significatiu), aquest resultat molt probablement s'explica per la gran dispersió en el matollar i no en la resta de nivells de freqüentació, que sí que mostren diferències entre els seus centroides (figura S3). De fet, els matollars se segueixen diferenciant significativament de, pràcticament, tota la resta de nivells de freqüentació en tots tres hàbitats ($P < 0,05$), a excepció del prat emmatat de *Festuca* ($P = 0,074$, marginalment significatiu) i de *Nardus* ($P = 0,252$). Als prats d'*Agrostis* i de *Festuca*, la PERMANOVA també va resultar significativa entre el prat emmatat i la pleta ($P = 0,015$ i $0,004$, res-

Figura 3. Ordenació NMDS de les parcel·les de mostreig basada en la distància Bray-Curtis per la composició florística dels inventaris, distribuïts en tres tipus d'hàbitat i en cinc nivells de freqüentació ramadera



Nota: Els diferents colors representen els cinc nivells, mentre que els diferents símbols indiquen el tipus d'hàbitat. Cada punt correspon a una parcel·la de mostreig.

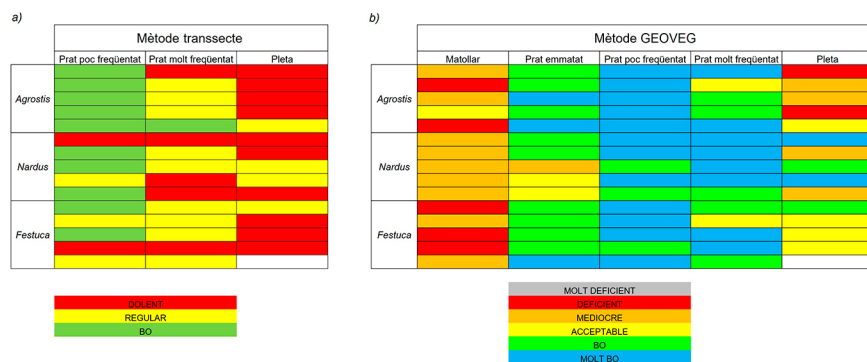
Font: elaboració pròpia.

pectivament). A més, als prats d'*Agrostis* també hi vam trobar diferències en la composició florística entre el prat poc freqüentat i la pleta ($P = 0,008$), com també entre el prat molt freqüentat i la pleta ($0,073$, marginalment significatiu). Als prats de *Festuca* hi vam trobar diferències significatives entre el prat emmatat i el prat molt freqüentat ($P = 0,024$), a més de diferències marginalment significatives entre el prat poc freqüentat i la pleta ($P = 0,052$).

Pel que fa als resultats de l'aplicació de les dues metodologies d'avaluació de l'estat de conservació dels prats, tots dos mètodes, en el conjunt de localitats estudiades, van indicar que la majoria de prats poc freqüentats pel bestiar es trobaven en més bon estat de conservació que els prats molt freqüentats i que, al seu torn, les pletes.

Això no obstant, vam obtenir resultats força dispars entre totes dues metodologies, de manera que el mètode GEOVEG va esdevenir més conservador que el mètode del transecte. Així, mentre que aquest últim indicava un estat de conservació majoritàriament dolent per a les pletes, el mètode GEOVEG n'indicava un estat força variable, majoritàriament entre mediocre i acceptable, i amb només dues localitats avaluades com a deficientes. Sorprenentment, amb

Figura 4. Comparació dels resultats de les dues metodologies (a: mètode del transecte, i b: mètode GEOVEG) emprades per analitzar l'estat de conservació dels diferents tipus d'hàbitats pradencs en funció del nivell de freqüentació ramadera



Nota: el requadre blanc indica la localitat de Tudela, on no es va trobar cap pleta.

Font: elaboració pròpia

aquest mètode dues localitats de pletes van ser valorades amb un bon estat de conservació i dues més amb un molt bon estat de conservació. Els prats molt freqüentats es trobaven, majoritàriament, en un estat de conservació regular segons el mètode del transecte (en alguns casos, dolent i, en un cas, bo), mentre que majoritàriament sortien valorats en estat molt bo o bo segons el mètode GEOVEG (només en una localitat en particular l'estat era acceptable). Pel que fa als prats poc freqüentats, amb tots dos protocols se'n van obtenir bones valoracions, si bé amb el mètode del transecte algunes localitats van obtenir una qualificació de regular, i dues fins i tot de mal estat de conservació, mentre que amb el mètode GEOVEG la majoria obtenia una qualificació de molt bon estat de conservació, i en cap cas baixava de bo. En referència a les dues situacions amb presència d'arbusts, segons el mètode GEOVEG, els prats emmatats es trobaven en un estat de conservació majoritàriament bo, però obtenien una valoració pitjor que els prats poc freqüentats de la mateixa localitat, excepte per a tres prats emmatats on l'estat de conservació va ser molt bo. Finalment, els matollars es trobaven en un estat de conservació mediocre o deficient, tot i que n'hi va haver un que va obtenir una valoració d'acceptable.

4. Discussió

4.1. Riquesa florística en hàbitats pradencs de l'estatge subalpi

El conjunt d'inventaris realitzats en les 15 localitats mostrejades evidencia una riquesa florística força elevada, amb un total d'unes 352 espècies de plantes vasculars, i diferències considerables entre els tres grans hàbitats analitzats i al llarg del gradient de freqüentació ramadera. Així, tant la riquesa d'espècies com la singularitat de la composició específica mostren patrons explicables, tant

com a resposta al nivell de freqüentació com a d'altres gradients ambientals. Els inventaris també han permès avaluar l'estat de conservació dels hàbitats pradencs amb dues metodologies diferents.

El fet que no s'hagi arribat a la riquesa potencial en els diferents hàbitats i nivells d'intensificació (figura S1) l'atribuïm a l'heterogeneïtat que cadascun mostra a nivell de paisatge i de serralada. Les localitats estudiades es troben en altituds i pendent distints, i també poden presentar diferències en paràmetres edàfics que determinen les espècies que s'hi troben. A l'hora d'interpretar la riquesa d'espècies en inventaris, cal tenir en compte que aquesta incrementa logarítmicament en augmentar la mida de les àrees mostrejades (Preston, 1962). Així doncs, en aquest estudi els valors de riquesa són plenament comparables entre parcel·les no arbustives (totes de 25 m²), mentre que els valors obtinguts en les parcel·les de matollar (de 100 m²) resulten incrementats. En qualsevol cas, tant les unes com les altres són prou més grans del que es considera l'àrea mínima de mostreig (de 16 m² per a prats i 50 m² per a matollars; Braun-Blanquet, 1979) i, per tant, més grans que la majoria d'inventaris fitosociològics que han servit per caracteritzar la vegetació fins a dia d'avui (Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya, BDBC), de manera que es pot considerar que els inventaris obtinguts representen prou bé les unitats de vegetació mostrejades en cada cas.

Tot i les diferències de mida entre les nostres parcel·les i els inventaris tradicionals, la riquesa d'espècies obtinguda s'ajusta a la dels estudis generalistes de vegetació pirinenca (Carrillo i Ninot, 1992; Carreras, 1993), on els prats d'*Agrostis* de l'estatge subalpí (englobats dins la unitat *Bromion* a la bibliografia) són els més rics florísticament, típicament amb 26-32 espècies per inventari (34 espècies de mitjana en aquest estudi), els prats de *Nardus* (prats mesòfils de l'*Alchemillo-Nardetum*) solen incloure unes 20-31 espècies per inventari (30 en aquest estudi) i els de *Festuca* (prats densos de *Selino-Festucetum eskiae*) són els més pobres, amb unes 11-21 espècies per inventari (20 en aquest estudi). La riquesa superior en els prats d'*Agrostis* s'explica, en bona part, pel fet que es troben sobretot a la part baixa de l'estatge subalpí, en altituds inferiors als altres (taula 1), on ja de manera general hi ha més diversitat vegetal (Grau et al., 2012) i on la influència agropecuària més intensa hi ha propiciat més diversitat de respostes de la vegetació (Gómez, 2008b). També cal tenir en compte que el *pool* (o conjunt florístic) regional d'espècies afins als prats d'*Agrostis* (*Bromion*) és superior al de les lligades als prats de *Festuca* i de *Nardus* (tots dos inclosos dins el *Nardion strictae*) (Gómez et al., 2003; Gómez, 2008b; Ninot et al., 2017b). Els prats de *Nardus* van mostrar més variabilitat en la riquesa florística entre localitats que dins d'una mateixa localitat, fet que en reflecteix la marcada heterogeneïtat florística, condicionada per les característiques topogràfiques del terreny, com ara l'altitud, el pendent i l'orientació (Carrillo i Ninot, 1992).

Els valors de riquesa obtinguts en les situacions extremes del gradient de freqüentació del bestiar són una mica més alts que els valors que apareixen a la bibliografia, on els matollars d'alta muntanya solen contenir unes 13-22 espècies per inventari (27 de mitjana en aquest estudi), mentre que els herbeis

de les pletes n'inclouen unes 9-15 espècies (24 en aquest estudi) (Carrillo i Ninot, 1992; Carreras, 1993).

4.2. Efecte de la freqüentació del bestiar en la riquesa i la composició florística

La riquesa més elevada observada en nivells moderats de freqüentació (prat emmatat i prat poc freqüentat, figura 2) concorda amb els resultats obtinguts en estudis similars en prats de muntanya (Komac et al., 2015; McIntyre et al., 2003; Taddese et al., 2002) i en diversos àmbits biogeogràfics (Herrero-Jáuregui i Oesterheld, 2018). En l'aspecte conceptual, aquest patró s'explica per la hipòtesi de la pertorbació intermèdia (Wilkinson, 1999), que postula que la riquesa d'espècies vegetals és superior en nivells intermedis de freqüentació, intensitat o temps de pertorbació. Les pertorbacions moderades impedeixen que les espècies dominants i competitives monopolitzin els recursos, ja que generen heterogeneïtat estructural amb la presència de microespais oberts susceptibles de ser colonitzats per espècies menys competitives (Pulungan et al., 2019). Així, nivells moderats de pressió permeten la coexistència tant d'espècies més aviat oportunistes com també unes altres de més persistents i poc competitives (Grime, 2001), i en les comunitats pradenques propicien un cert equilibri tant pel que fa a riquesa d'espècies com a la seva diversitat funcional, tal com Komac et al. (2015) troben en pastures pirinenques. Paral·lelament, aquestes situacions presenten un nombre d'espècies indicadores de bon estat de conservació més elevat (Salvat i Casas, 2016; Ubach et al., 2022), fet que indica que la pastura extensiva no només incrementa la riquesa i la diversitat, sinó que també contribueix a mantenir la qualitat florística dels prats subalpins.

En el nostre estudi s'observa com les situacions extremes dins el gradient de freqüentació poden conduir no només a unes comunitats més pobres, sinó també més allunyades quant a composició florística i, en el cas de les pletes, més homogènies (figures 3 i S3). L'abandonament de la pastura afavoreix la successió relativament ràpida cap a comunitats arbustives, que són les que han resultat més diferenciades de la resta en l'ordenació NMDS i els tests PERMANOVA. Hi dominen espècies llenyoses com ara *Rhododendron ferrugineum*, *Juniperus communis* o *Genista balansae* subsp. *europaea*, que acaben exclouint per competència moltes de les plantes pradenques, com ja s'ha documentat en altres ambients d'alta muntanya (Carrillo i Ninot, 1992; Carreras, 1993; Zehnder et al., 2020; Ninot et al., 2025). A banda dels arbustos dominants, els matollars analitzats inclouen algunes espècies d'àmbit forestal (*Vaccinium myrtillus* L., *Homogyne alpina* (L.) Cass. o *Helleborus viridis* L.), que contribueixen a allunyar-los florísticament dels prats. Tot i que aquestes comunitats poden presentar diferències importants entre localitats, l'elevada dominància estructural dels arbustos explica de manera general la riquesa i la diversitat més baixes que s'hi observen (Zehnder et al., 2020). Tanmateix, també s'han descrit casos en què les situacions intermèdies d'emmatament incrementen la diversitat a escala fina mitjançant processos de facilitació i generació de microhàbitats (Ballantyne i Pickering, 2015; Grau et al., 2013; Oksuz et al., 2020; Ubach et

al., 2022). L'emmatament no només comporta canvis en la riquesa i la composició florística dels prats, sinó que també promou notables modificacions respecte dels prats en les propietats del sòl i en el component fúngic (Grau et al., 2019, Urbina et al., 2020). A més, pot tenir un efecte clau en el context de canvi climàtic: tot i que els matollars presenten estocs aeris de carboni més grans que els prats, poden generar fenòmens complexos, com ara l'augment de la retenció de neu a l'hivern i a la primavera, amb el consegüent increment de temperatura del sòl i l'acceleració de la descomposició de la matèria orgànica, la qual cosa incentiva les emissions de carboni per respiració microbiana (Myers-Smith et al., 2011; Sturm et al., 2001).

A l'extrem oposat, en condicions d'intensificació extrema, les pletes han resultat ser prou diferents dels prats amb poca freqüentació ramadera (figures 3 i S3). D'aquestes parcel·les tan intensificades en desapareixen bona part de les espècies pradenques, que són sensibles a l'elevada intensitat de pastura i trepig, mentre que s'hi fan comunes només algunes espècies nitròfiles i ruderals (com ara *Poa supina* Schrad., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic., *Malva neglecta* Wallr. o *Cirsium eriophorum* (L.) Scop.). Això fa que a les pletes no només hi sigui més baixa la riquesa d'espècies, sinó que la seva composició també sigui més homogenia entre hàbitats de partida diferents, ja que les espècies ruderals solen ser poc restrictives enfront dels factors ambientals (Grime, 2001). Aquesta homogeneïtzació de la composició florística té com a conseqüència, per tant, una reducció de la diversitat a escala de paisatge. La semblança en composició florística entre les pletes i els prats molt freqüentats del nostre estudi és un indicador que aquests últims comencen a aproximar-se a les pletes quant a la presència d'espècies nitròfiles i ruderals.

4.3. Els protocols de valoració de l'estat de conservació: Una eina clau per a la gestió

Un dels objectius d'aquest treball era analitzar l'estat de conservació dels hàbitats pradencs estudiats al llarg del gradient de freqüentació ramadera. Per fer-ho, hem utilitzat dues metodologies diferents que, si bé han mostrat unes tendències similars, han presentat també alguns resultats contraposats (figura 4).

Totes dues metodologies coincideixen a identificar la poca freqüentació ramadera com el nivell que condueix a un estat de conservació millor dels prats. Aquests resultats només s'alineen parcialment amb els de la riquesa d'espècies, mostrant que, si bé la riquesa és un component de l'estat de conservació, no n'és un bon indicador. Per exemple, els prats de *Nardus* i de *Festuca* són, per la seva naturalesa, més pobres en nombre d'espècies que els d'*Agrostis*. A més, la riquesa específica pot incrementar en hàbitats degradats gràcies a l'aparició d'espècies ruderals. L'avaluació de l'estat de conservació dels prats pel mètode del transecte es basa únicament en la presència d'espècies indicadores de bon estat de conservació (Salvat i Casas, 2016). És probable que els hàbitats més pobres tinguin, presumiblement, un nombre menor d'espècies indicadores, raó per la qual la utilització del protocol pot tenir limitacions

quan es tracta de comparar tipologies diferents de prats, com és el cas d'aquest treball. Efectivament, el mètode del transecte ha penalitzat algun prat de *Nardus* i de *Festuca* davant els prats d'*Agrostis*, tots els quals han obtingut la màxima puntuació.

En general, amb el mètode GEOVEG s'han obtingut unes valoracions d'estat de conservació més favorables que no pas amb el mètode del transecte en els tres nivells de freqüentació analitzats mitjançant tots dos protocols (prat poc freqüentat, prat molt freqüentat i pleta). El mètode GEOVEG ha valorat força positivament els prats molt freqüentats. Segons aquesta metodologia, doncs, una elevada freqüentació del bestiar no compromet, en termes generals, l'estat de conservació dels hàbitats pradencs estudiats. Tanmateix, els resultats del mètode del transecte han anat més en la línia de l'evidència d'altres estudis (Guo i Chen, 2024), mostrant així que una elevada freqüentació té efectes negatius en l'estat ecològic i la diversitat de les pastures.

Les diferències obtingudes entre els dos mètodes emprats es deuen, en bona part, a diferències conceptuals entre ells. Mentre que el mètode del transecte es basa en la presència d'espècies indicadores de bona qualitat, en el mètode GEOVEG s'hi integren indicadors diversos, tant de composició d'espècies com d'estructura funcional i de pressions, de manera que la composició florística hi té un pes important però no absolut. Així mateix, tot i que aquest mètode valora negativament la presència d'espècies indicadores de mala qualitat de l'hàbitat (com ara espècies ruderals o, en el cas dels prats, també espècies llenyoses), valora positivament la presència d'espècies diagnòstiques de l'hàbitat, fent que, en cas que n'hi aparegui una quantitat suficient, es compensi la puntuació negativa deguda a les plantes ruderals o llenyoses. A més, els mètodes també difereixen en el nombre de nivells de classificació de l'estat de conservació, essent la classificació «regular» del mètode del transecte equiparable tant a la classificació «mediocre» com a la classificació «acceptable» del mètode GEOVEG.

Les pletes són, juntament amb els matollars, els nivells de freqüentació que condueixen, com era d'esperar, a un estat de conservació més dolent. Tots dos ambients representen els extrems oposats del gradient d'intensificació, i s'han tingut en compte en aquest estudi perquè mostren un marc de referència en el qual es poden situar els estadis intermedis pròpiament pradencs. Tant l'abandonament de les pastures com una sobrefreqüentació extrema comprometen tant les espècies vegetals pròpies de prats com els processos ecològics que tenen lloc en els prats subalpins (Koch et al., 2015; Komac et al., 2014; Odriozola et al., 2014). Tot i que les pletes són ambients inherents a la presència del bestiar, ja que es tracta de les zones on aquest es replega, els resultats obtinguts fan evident que una freqüentació excessiva en l'espai i en el temps pot comportar una gran pèrdua de qualitat de les pastures de muntanya. En referència als matollars, tot i l'evidència científica de les problemàtiques que l'emmatament dels prats alpins i subalpins pot comportar (Koch et al., 2015), cal tenir en compte que n'hem avaluat l'estat de conservació amb el protocol específic per als hàbitats pradencs del

mètode GEOVEG, i no per al dels matollars, pel fet que en aquest estudi interpretem els matollars com estadis avançats de l'abandonament dels prats. Cal tenir en compte que els hàbitats de matollar tenen els seus propis protocols del mètode GEOVEG, en què les espècies indicadores són unes altres i els llandars per a la puntuació de cada apartat del protocol s'adapten a la naturalesa pròpia dels matollars.

5. Conclusions

El nostre estudi indica que una freqüentació ramadera excessiva pot comprometre la diversitat vegetal i l'estat de conservació dels hàbitats pradencs. Prats poc freqüentats i prats emmatats han mostrat riqueses d'espècies de plantes vasculars superiors respecte als matollars veïns i també respecte als claps més intensificats i les pletes, donant suport a la hipòtesi de la pertorbació intermèdia. L'abandonament total, d'altra banda, pot conduir a una expansió de matollars i la progressió posterior del bosc, alterant el mosaic de paisatge històricament configurat per l'activitat humana i disminuint la diversitat vegetal a escala de paisatge. Altrament, les pletes presenten algunes espècies, poc o molt ruderals, que fan confluïr la vegetació cap a comunitats més uniformes que no pas les de matollar o de prat. Els prats molt freqüentats es troben força propers a les pletes quant a composició florística, la qual cosa indica una deriva cap a un mal estat de conservació, si bé els protocols que l'avaluen obtenen resultats dispersos en funció de les variables quantificades.

Intensitats moderades de pastura, especialment en sistemes extensius amb rotació espacial, permeten mantenir-hi nivells elevats de biodiversitat i conservar-ne espècies indicadores, afavorint així un bon estat de conservació dels prats de muntanya i contribuint a mantenir el paisatge en mosaic tan característic dels Pirineus.

Agraïments

Volem agrair a Genís Català, Mireia Coll, Sílvia March i Cèlia Pérez la seva ajuda durant els mostrejos de camp. També volem agrair a Albert Ferré la preparació de la figura 1; a Federica Ravera i Pau Sanosa, la seva aportació al coneixement dels moviments del bestiar en les localitats d'estudi, i al Parc Natural de l'Alt Pirineu, el seu suport en l'execució de l'estudi. Per últim, volem agrair la feina dels dos revisors anònims.

Finançament

Aquest treball s'ha desenvolupat en el marc del projecte (*Re*)pensar la gestió dels espais oberts i de la ramaderia extensiva a l'Alt Pirineu en el context del Canvi climàtic (*RePiCa*), finançat pel Fons Climàtic de Catalunya (ajuts per finançar projectes de recerca per a la mitigació i l'adaptació al canvi climàtic, referència 2023CLIMA00085).

Referències bibliogràfiques

- BAKKER, J. P. (1989). *Nature management by grazing and cutting: On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands*. Dordrecht: Springer.
<<https://doi.org/10.1007/978-94-009-2255-6>>
- BALLANTYNE, M. i PICKERING, C. M. (2015). «Shrub facilitation is an important driver of alpine plant community diversity and functional composition». *Biodiversity and Conservation*, 24, 1859-1875.
<<https://doi.org/10.1007/s10531-015-0910-z>>
- BRAUN-BLANQUET, J. (1979). *Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: Blume.
- BYRNES, R. C.; EASTBURN, D. J.; TATE, K. W. i ROCHE, L. M. (2018). «A global meta-analysis of grazing impacts on soil health indicators». *Journal of Environmental Quality*, 47, 758-765.
<<https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>>
- CAO, F.; LI, W.; JIANG, Y.; GAN, X.; ZHAO, C. i MA, J. (2024). «Effects of grazing on grassland biomass and biodiversity: A global synthesis». *Field Crops Research*, 306, 109204.
<<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.109204>>
- CARRERAS, J. (1993). *Flora i vegetació de Sant Joan de l'Erm i de la vall de Santa Magdalena (Pirineus Catalans)*. Lleida: Institut d'Estudis Ilerdencs.
- CARRERAS, J.; MERCADÉ, A.; FERRÉ, A. i PETIT, A. (2021). *Metodologia per avaluar l'estat de conservació dels hàbitats de Catalunya*. Barcelona: Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona.
- CARRILLO, E. (2006). «Ecosistemes d'alta muntanya: Prats alpins i boscos de pi negre». *L'Atzavara*, 14, 5-16.
- CARRILLO, E. i NINOT, J. M. (1992). *Flora i vegetació de les valls d'Espot i de Boí*, 2. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans, 1-350. Arxius de la Secció de Ciències, 99/2.
- CASASÚ, I.; BERNUÉS, A.; SANZ, A.; VILLALBA, D.; RIEDEL, J. L. i REVILLA, R. (2007). «Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 365-370.
<<https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.11.012>>
- CATALAN, J.; BATALLA, M.; BONET, M. T.; BROTONS, L.; BUCHACA, T.; CAMARERO, L.; CLEMENTE, I.; CONTRERAS, F.; DOMINGO, R.; FELIP, M.; GASSIOT, E.; GARCÍA CASAS, D.; GIRALT, S.; GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P.; JIMÉNEZ-MORENO, G.; LABORDA, R.; LORITE, J.; MARÍA MARTÍN-CIVANTOS, J.; MAZZUCO, N.; ... VILLERO, D. (2019). «Análisis ecológico de la culturización del paisaje de alta montaña desde el neolítico: Los parques nacionales de montaña como modelo». A: *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2013-2017*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, 281-298. <<https://ddd.uab.cat/record/277721>>
- CERNUSCA, A.; TAPPEINER, U.; BAHN, M.; BAYFIELD, N.; CHEMINI, C.; FILLAT, F.; GRABER, W.; ROSSET, M.; SIEGWOLF, R. i TENHUNEN, J. (1996). «Ecomont ecological effects of land use changes on european terrestrial mountain ecosystems». *Pirineos*, 147-148, 145-172.
<<https://doi.org/10.3989/pirineos.1996.v147-148.141>>

- DE MAZANCOURT, C.; LOREAU, M. i ABBADIE, L. (1998). «Grazing optimization and nutrient cycling: When do herbivores enhance plant production?». *Ecology*, 79, 2242-2252.
<[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2242:GOANCW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2242:GOANCW]2.0.CO;2)>
- ERREA, M. P.; CORTIJOS-LÓPEZ, M.; LLENA, M.; NADAL-ROMERO, E.; ZABALZA-MARTÍNEZ, J. i LASANTA, T. (2023). «From the local landscape organization to land abandonment: An analysis of landscape changes (1956-2017) in the Aísa Valley (Spanish Pyrenees)». *Landscape Ecology*, 38, 3443-3462.
<<https://doi.org/10.1007/s10980-023-01675-1>>
- FARINA, A. (1991). «Recent changes of the mosaic patterns in a montane landscape (north Italy) and consequences on vertebrate fauna». *Options Méditerranéennes*, 15, 121-134.
- FILLAT, F. (1981). *De la trashumancia a las nuevas formas de ganadería extensiva: Estudio de los valles de Ansó, Hecho y Benasque* [Memòria de tesi doctoral]. Madrid: Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Madrid.
- (2003). «Un paisaje pirenaico de prados y pastos: Cambios recientes y perspectivas / A Pyrenean landscape of meadows and pastures: Recent changes and perspectives». *Acta Botanica Barcinonensia*, 49, 313-324. <<https://raco.cat/index.php/ActaBotanica/article/view/59857>>
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R. (2008). «Los pastos y su relación con los herbívoros: Aspectos fundamentales de la interacción pasto-herbívoro». A: FILLAT, R.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; GÓMEZ, D. i REINÉ, R. (eds.). *Pastos del Pirineo*. Madrid: CSIC, 9-15.
- GARCIA-RUIZ, J. M. i LASANTA-MARTINEZ, T. (1990). «Land-Use Changes in the Spanish Pyrenees». *Mountain Research and Development*, 10, 267-279. <<http://www.jstor.org/stable/3673606>>
- GASSIOT BALLBÈ, E. i PÈLACHS MAÑOSA, A. (2017). «La ocupación ganadera de los Pirineos occidentales de Catalunya en época romana e inicios de la Edad Media». *Treballs d'Arqueologia*, 21, 287-306.
<<https://doi.org/10.5565/rev/tda.71>>
- GÓMEZ, D. (2008a). «Aspectos ecológicos de los pastos». A: FILLAT, R.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; GÓMEZ, D. i REINÉ, R. (eds.). *Pastos del Pirineo*. Madrid: CSIC, 61-73.
- (2008b). «Pastos del Pirineo: Breve descripción ecológica y florística». A: FILLAT, R.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; GÓMEZ, D. i REINÉ, R. (eds.). *Pastos del Pirineo*. Madrid: CSIC, 111-140.
- GÓMEZ, D. i AZORÍN, J. (2008). «Estrategias de las plantas frente al consumo por los herbívoros». A: FILLAT, R.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; GÓMEZ, D. i REINÉ, R. (eds.). *Pastos del Pirineo*. Madrid: CSIC, 189-203.
- GÓMEZ, D.; FERRÁNDEZ, J. V.; TEJERO, P. i FONT, X. (2017). «Distribución espacial y análisis ambiental de la flora alpina en los Pirineos». *Pirineos*, 172, e027.
<<https://doi.org/10.3989/Pirineos.2017.172002>>
- GÓMEZ, D.; SESÉ, J. A. i VILLAR, L. (2003). «The Vegetation of the Alpine Zone in the Pyrenees». A: NAGY, L.; GRABHERR, G.; KÖRNER, C. i THOMPSON, D. B. A. (eds.). *Alpine Biodiversity in Europe*. Berlín: Springer, 85-92. Ecological Studies, 167.
- GRAU, O.; NINOT, J. M.; CORNELISSEN, J. H. C. i CALLAGHAN, T. V. (2013). «Similar tree seedling responses to shrubs and to simulated environmental changes a Pyrenean and subarctic treelines». *Plant Ecology and Diversity*, 6, 329-342.
<<http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.810311>>

- GRAU, O.; NINOT, J. M.; FERRÉ, A.; FONT, X. i GRYTNES, J. A. (2012). «Altitudinal species richness patterns of vascular plants in the south-eastern Pyrenees and near-by mountains of Catalonia». *Plant Ecology and Diversity*, 5, 115-126.
<<http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2012.666027>>
- GRAU, O.; SARAVESI, K.; NINOT, J. M.; GEML, J.; MARKKOLA, A.; AHONEN, S. H. K. i PEÑUELAS, J. (2019, març). «Encroachment of shrubs into subalpine grasslands in the Pyrenees modifies the structure of soil fungal communities and soil properties». *FEMS Microbiology Ecology*, 1-16.
<<https://doi.org/10.1093/femsec/fiz028>>
- GRIME, J. P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties* (2a ed.). Chichester: John Wiley and Sons.
- GUO, Y. i CHEN, Y. (2024). «A review of the impact of grazing on grassland ecosystems: Research progress and prospects». *Advances in Resources Research*, 4(3), 455-473.
<https://doi.org/10.50908/arr.4.3_455>
- HAO, Y. i HE, Z. (2019). «Effects of grazing patterns on grassland biomass and soil environments in China: A meta-analysis». *PLoS ONE*, 14, e0215223.
<<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215223>>
- HERRERO-JÁUREGUI, C. i OESTERHELD, M. (2018). «Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: A meta-analysis». *Oikos*, 127(6), 757-766.
<<https://doi.org/10.1111/oik.04893>>
- IDESCAT – INSTITUT D'ESTADÍSTICA DE CATALUNYA (2001). *Cens agrari 1981, 1989 i 1999: Nombre de caps per espècie. Alt Àneu*. <<https://www.idescat.cat/pub/?id=censag&n=268&geo=mun:250241>>
- (2012). *Cens agrari 2009: Nombre de caps per espècie. Alt Àneu*. <<https://www.idescat.cat/pub/?id=censag&n=5107&geo=mun:250241>>
- (2022). *Cens agrari 2020: Nombre de caps per espècie. Alt Àneu*. <<https://www.idescat.cat/pub/?id=censag&n=16101&geo=mun:250241>>
- IGLESIAS, L. E.; SAUMELL, C. A.; FERNÁNDEZ, A. S.; FUSÉ, L. A.; LIFSCHITZ, A. L.; RODRÍGUEZ, E. M.; STEFFAN, P. E. i FIEL, C. A. (2006). «Environmental impact of ivermectin excreted by cattle treated in autumn on dung fauna and degradation of faeces on pasture». *Parasitology Research*, 100, 93-102.
<<https://doi.org/10.1007/s00436-006-0240-x>>
- ILLA, E.; CARRILLO, E. i NINOT, J. M. (2006). «Patterns of plant traits in Pyrenean alpine vegetation». *Flora*, 201, 528-546.
<<https://doi.org/10.1016/j.flora.2005.10.007>>
- ILLA, E. i NINOT, J. M. (2005). «Aportación al conocimiento de la estructura funcional de los pastos alpinos de los Pirineos catalanes». *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 141, 175-182.
- JAL, A. B. (2007). «Ganadería de montaña en un contexto global: Evolución, condicionantes y oportunidades». *Pastos*, 37, 133-175.
- KAO, P. T.; MCGRATH, S. P.; BUSS, H. L.; DARCH, T.; WARREN, H. E.; MCAULIFFE, G. A.; CARDENAS, L.; BLACKWELL, M. i LEE, M. R. F. (2024). «The role of ruminant urine and faeces in the recycling of nutrients by forages». *Scientific Reports*, 14, 16007.
<<https://doi.org/10.1038/s41598-024-66648-z>>
- KOCH, B.; EDWARDS, P. J.; BLANCKENHORN, W. U.; WALTER, T. i HOFER, G. (2015). «Shrub encroachment affects the diversity of plants, butterflies, and grasshoppers on two Swiss subalpine pastures». *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 47(2), 345-357.
<<https://doi.org/10.1657/AAAR0013-093>>

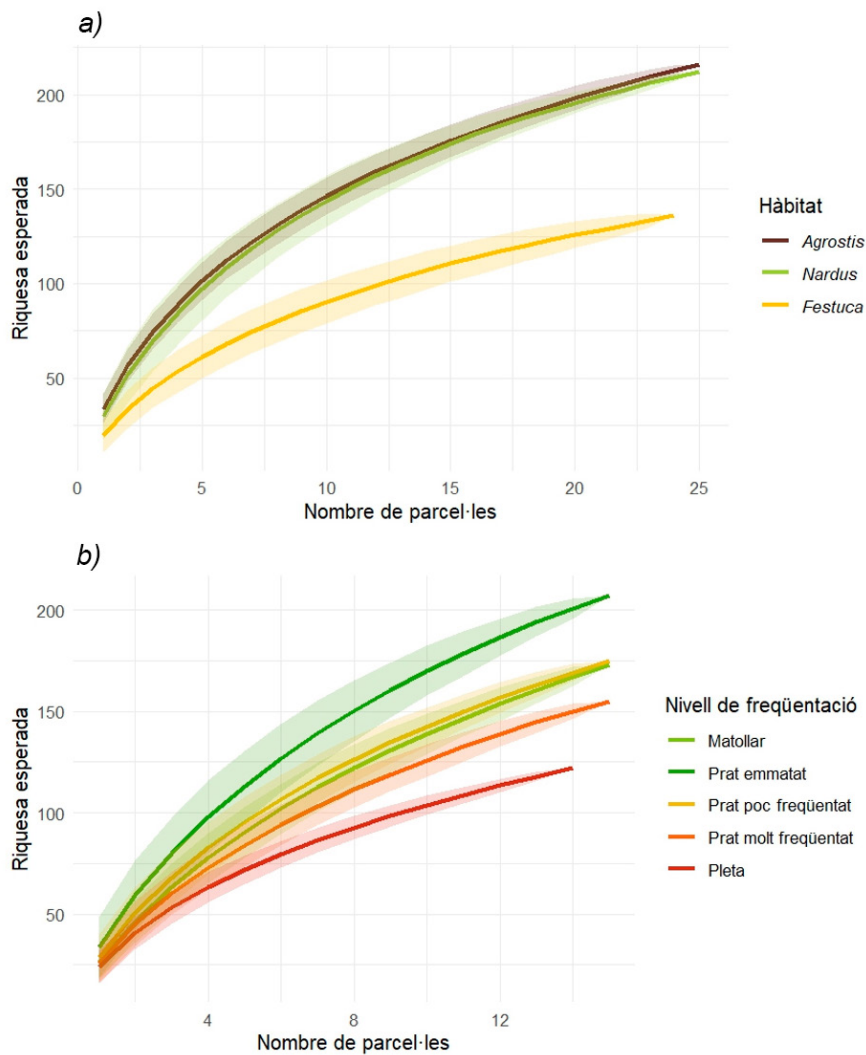
- KOMAC, B.; DOMÈNECH, M. i FANLO, R. (2014). «Effects of grazing on plant species diversity and pasture quality in subalpine grasslands in the eastern Pyrenees (Andorra): Implications for conservation». *Journal for Nature Conservation*, 22, 247-255. <<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.005>>
- KOMAC, B.; PLADEVALL, C.; DOMÈNECH, M. i FANLO, R. (2015). «Functional diversity and grazing intensity in sub-alpine and alpine grasslands in Andorra». *Applied Vegetation Science*, 18(1), 75-85. <<https://doi.org/10.1111/avsc.12119>>
- KÖRNER, C. (2003). *Alpine Plant Life*. Berlín: Springer Nature. <<https://doi.org/10.1007/978-3-642-98018-3>>
- LENTH, R. (2024). *Emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means* [R package version 1.10.5]. <<https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>>
- MARTINEZ ARBIZU, P. (2017). *pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using Adonis* [R package version 0.4.1]. <<https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>>
- MCINTYRE, S.; HEARD, K. M. i MARTIN, T. G. (2003). «The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: Does it reduce or enhance plant biodiversity?». *Journal of Applied Ecology*, 40, 445-457. <<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00823.x>>
- MILCHUNAS, D. G.; SALA, E. i LAUENROTH, W. K. (1988). «A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure». *American Naturalist*, 132, 87-106. <<https://www.jstor.org/stable/2461755>>
- MYERS-SMITH, I. H.; FORBES, B. C.; WILMKING, M.; HALLINGER, M.; LANTZ, T.; BLOK, D. et al. (2011). «Shrub expansion in tundra ecosystems: Dynamics, impacts and research priorities». *Environmental Research Letters*, 6, 045509. <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/045509>>
- NINOT, J. M.; ANADON-ROSELL, A.; CARRILLO, E.; GRAU, O.; LLORET, F.; NOGUÉS, S. i TALAVERA, M. (2017a). «Los arbustos de alta montaña y los cambios de paisaje en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici». A: *Proyectos de investigación en parques nacionales 2012-2015*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, 209-228.
- NINOT, J. M.; CARRILLO, E. i FERRÉ, A. (2017b). «The Pyrenees». A: LOIDI, J. (ed.). *The Vegetation of the Iberian Peninsula*. Berlín: Springer, 323-366. Plant and Vegetation, 12. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-54784-8_8>
- NINOT, J. M.; CARRILLO, E.; FONT, X.; CARRERAS, J.; FERRÉ, A.; MASALLES, R. M.; SORIANO, I. i VIGO, J. (2007). «Altitude zonation in the Pyrenees: A geobotanic interpretation». *Phytocoenologia*, 37, 371-398. <<https://doi.org/10.1127/0340-269X/2007/0037-0371>>
- NINOT, J. M.; ILLA, E. i CARRILLO, E. (2020). «How alpine landscapes enhance contrasting vegetation mosaics and flora in the Pyrenees». A: BOU, J. i VILAR, L. (eds.). *Actes del XII Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaica - Cantàbrica*: 87-99. Girona: Universitat de Girona.
- (2025). «Els prats alpins als Pirineus catalans». *L'Atzavara*, 35, 5-17. <<https://raco.cat/index.php/Atzavara/article/view/436841>>
- ODRIOZOLA, I.; GARCÍA-BAQUERO, G.; LASKURAIN, N. A. i ALDEZABAL, A. (2014). «Livestock grazing modifies the effect of environmental factors on soil temperature and water content in a temperate grassland». *Geoderma*, 235-236, 347-354. <<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.002>>

- OKSANEN, J.; SIMPSON, G.; BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.; O'HARA, R.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; SZOECS, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; DE CACERES, M.; DURAND, S.; ... WEEDON, J. (2024). *Vegan: Community Ecology Package* [R package version 2.6-8]. <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>
- OKSUZ, D. P.; AGUIAR, C. A. S.; TÁPIA, S.; LLOP, E.; LOPES, P.; SERRANO, A. R. M.; LEAL, A. I.; BRANQUINHO, C.; CORREIA, O.; RAINHO, A.; CORREIA, R. A. i PALMEIRIM, J. M. (2020). «Increasing biodiversity in wood-pastures by protecting small shrubby patches». *Forest Ecology and Management*, 464, 118041. <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118041>>
- PERRAMON, B. (2019). *Directrius per a la recuperació d'espais oberts en el Parc Natural de les Capçales del Ter i del Freser*. Barcelona: Minuartia.
- PINHEIRO, J.; BATES, D. i R CORE TEAM (2023). *Nlme: Linear and nonlinear mixed effects models* [R package version 3.1-164]. <<https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>
- PLADEVALL-IZARD, E.; NINOT, J. M.; VICENÇ-SABATER, P. i PÉREZ-HAASE, A. (2025). «Efectes de la pastura sobre l'estat de conservació de les molles pirinenques». *L'Atzavara*, 35, 47-56. <<https://raco.cat/index.php/Atzavara/article/view/436849>>
- PREISS, E.; MARTIN, J.-L. i DEBUSSCHE, M. (1997). «Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna». *Landscape Ecology*, 12, 51-61. <<https://doi.org/10.1007/BF02698207>>
- PRESTON, F. W. (1962). «The canonical distribution of commonness and rarity: Part I». *Ecology*, 43, 185-215 i 410-432.
- PULUNGAN, M. A.; SUZUKI, S.; GAVINA, M. K. A.; TUBAY, J. M.; ITO, H.; NII, M.; ICHINOSE, G.; OKABE, T.; ISHIDA, A.; SHIYOMI, M.; TOGASHI, T.; YOSHIMURA, J. i MORITA, S. (2019). «Grazing enhances species diversity in grassland communities». *Scientific Reports*, 9, 11201. <<https://doi.org/10.1038/s41598-019-47635-1>>
- R CORE TEAM (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing. <<https://www.R-project.org/>>
- SALVAT, A. i CASAS, C. (2016). «Propuesta metodológica para evaluar el estado de conservación de pastos herbáceos». A: BÁEZ, M. D.; CAMPO, L.; PEREIRA, S.; BANDE, M. J. i LÓPEZ, J. E. (eds.). *Innovación sostenible en pastos: Hacia una agricultura de respuesta al cambio climático*. 55.ª Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, 47-52.
- STURM, M.; HOLMGREN, J.; MCFADDEN, J. P.; LISTON, G. E.; CHAPIN, F. S. i RACINE, C. H. (2001). «Snow-shrub interactions in arctic tundra: A hypothesis with climatic implications». *J. Climate*, 14, 336-344. <[https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2001\)014<0336:SSIIAT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2001)014<0336:SSIIAT>2.0.CO;2)>
- TADDESE, G.; MOHAMED SALEEM, M.; ABYIE, A. et al. (2002). «Impact of Grazing on Plant Species Richness, Plant Biomass, Plant Attribute, and Soil Physical and Hydrological Properties of Vertisol in East African Highlands». *Environmental Management*, 29, 279-289. <<https://doi.org/10.1007/s00267-001-0014-2>>
- UBACH, A.; STEFANESCU, C.; RAVERA, F.; CASAS, C.; SALVAT, A. i GRAU, O. (2022). *Efectes de l'abandonament de la pastura sobre la biodiversitat de flora i papallones diürnes: Informe general*. Parc Natural de l'Alt Pirineu. Generalitat de Catalunya.

- URBINA, I.; GRAU, O.; SARDANS, J.; NINOT, J. M. i PEÑUELAS, J. (2020). «Encroachment of shrubs into subalpine grasslands in the Pyrenees changes the plant-soil stoichiometry spectrum». *Plant Soil*, 448, 37-53.
<<https://doi.org/10.1007/s11104-019-04420-3>>
- VIDAL-CARDOS, R.; FÀBREGA, E. i DALMAU, A. (2025). «Geolocation tracking to monitor spatial distribution and habitat selection of cows, horses and sheep grazing in mountainous areas». *Applied Animal Behaviour Science*, 292, 106776.
<<https://doi.org/10.1016/j.applanim.2025.106776>>
- WILKINSON, D. M. (1999). «The disturbing history of intermediate disturbance». *Oikos*, 84(1), 145-147.
<<https://doi.org/10.2307/3546874>>
- ZEHNDER, T.; LÜSCHER, A.; RITZMANN, C.; PAULER, C. M.; BERARD, J.; KREUZER, M. i SCHNEIDER, M. K. (2020). «Dominant shrub species are a strong predictor of plant species diversity along subalpine pasture-shrub transects». *Alpine Botany*, 130, 141-156.
<<https://doi.org/10.1007/s00035-020-00241-8>>

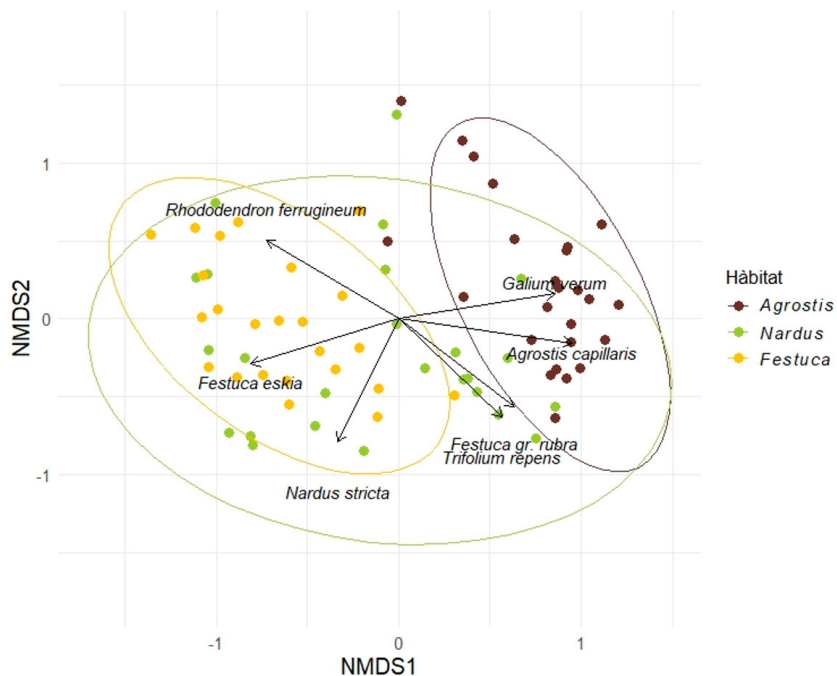
Material suplementari

Figura S1. Corbes de rarefacció per (a) tipus de prat i (b) nivell de freqüentació ramadera



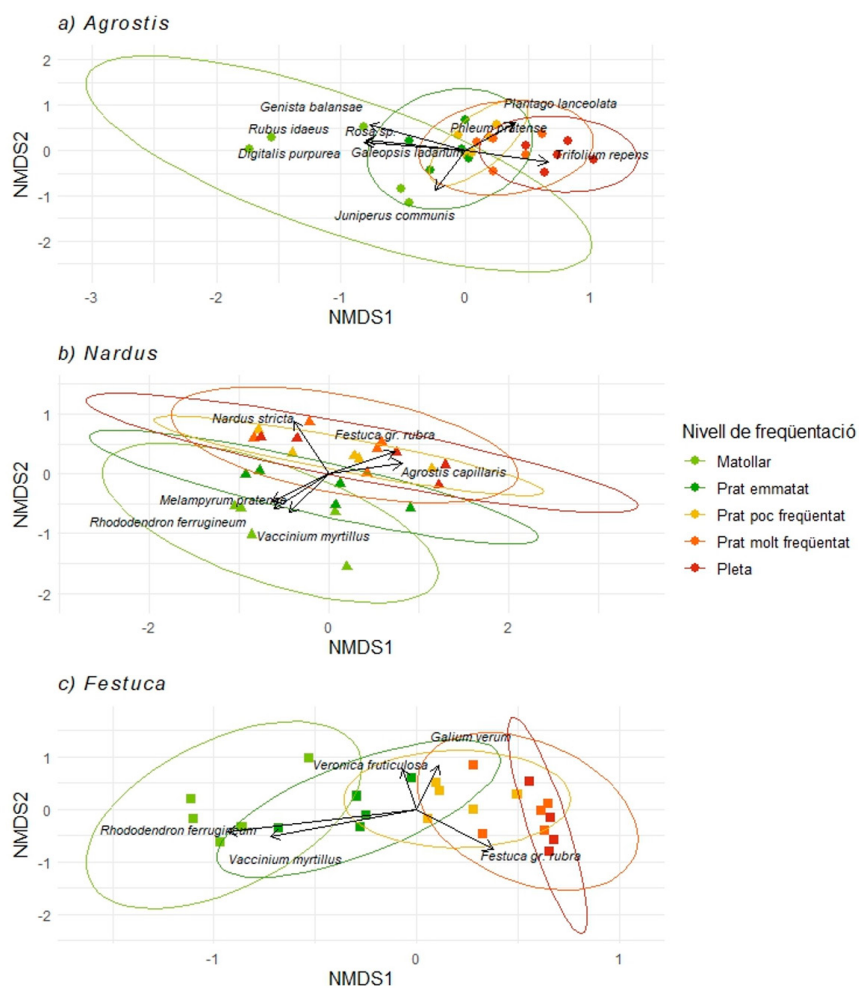
Font: elaboració pròpia.

Figura S2. Ordenació NMDS pels tres tipus de prat estudiats



Font: elaboració pròpia.

Figura S3. Ordenació NDMS pels diferents nivells de freqüentació ramadera en els prats de (a) *Agrostis*, (b) *Nardus* i (c) *Festuca*



Font: elaboració pròpia.