

Consecuencias ecológicas y nutritivas de una continua reducción de la carga ganadera en pastos subalpinos: el caso de los pastos de *Festuca eskia* en el Parque Nacional de Aigüestortes (Pirineos españoles)

Rosaria Fanlo¹, Montserrat Ros¹, Benjamin Komac²

1. *Universidad de Lleida. Rovira Roure 191. 25198 Lleida (España). E-mail: fanlo@pvcf.udl.es. Autor para la correspondencia*
2. *Andorre Recerca + Innovació Av. Rocafort, 21-23. Sant Julià de Lòria (Andorra)*

RESUMEN

Desde mediados del siglo pasado, el abandono del uso pastoral es una de las amenazas en las zonas de alta montaña de Europa. Desde hace siglos las comunidades de pastos han sido utilizadas por el ganado, y aunque sean comunidades seminaturales, mantenían una buena estabilidad entre su diversidad, su calidad forrajera y producción, dándoles estas características un valor excepcional (reservorios de biodiversidad, forraje barato para la época estival, protección frente a la erosión, turismo, etc.). Sin embargo, este valor solo puede conservarse (dado su carácter seminatural) si se mantiene la gestión del pastoreo. En este trabajo se muestra el efecto, a lo largo de cinco años de muestreo, de la reducción paulatina de la carga ganadera soportada (de 0,72 a 0,18 UGM.ha⁻¹) en pastos subalpinos de *Festuca eskia* del PN de Aigüestortes (Pirineos españoles), sobre diferentes características del sistema. Los resultados muestran que, mientras la carga ganadera disminuye, se produce un aumento de riqueza específica (S, 13,4 vs 18,2), índice de Shannon (1,99 vs 2,13), número de forbias no leguminosas (7,1 vs 11,4) y porcentaje de cobertura de la vegetación (90,8 a 95,5). Simultáneamente, la calidad del forraje (medida mediante el método florístico del Valor Pastoral, el contenido de proteína bruta, de grasa y de fósforo en la materia seca) disminuye en el mismo periodo.

Palabras clave: pastos alpino, calidad forrajera, abandono del pastoreo, diversidad vegetal, Pirineos

Conséquences écologiques et nutritives d'une réduction continue de la charge pastorale dans des pâturages sous-alpins : le cas des pâturages de *Festuca eskia* dans le Parc National d'Aigüestortes (Pyrénées espagnoles)

RÉSUMÉ

Depuis le milieu du siècle dernier, l'abandon de l'activité pastorale est l'une des menaces dans les zones de haute montagne de l'Europe. Depuis des siècles ces communautés ont été utilisées par le bétail, et bien que ce soient des communautés semi-naturelles, elles sont assez stables quant à leur diversité, qualité fourragère et production, ce qui leur confère une valeur exceptionnelle. Cependant cette seule valeur peut se conserver (étant donné son caractère semi-naturel) si l'utilisation et la gestion de ces pâturages se maintiennent. Ce travail montre l'effet, sur une période d'échantillonnage de cinq ans, de la diminution de la charge pastorale estivale (de 0,72 à 0,18 UBG ha⁻¹) pour différentes caractéristiques du système. Les résultats montrent que, tandis que la charge de pâturage diminue, il se produit une augmentation de la richesse spécifique (S, 13,4 vs 18,2), de l'index de Shannon (1,99 vs 2,13), de la diversité des espèces (7,1 vs 11,4) ainsi que du recouvrement végétal (de 90,8 à 95,5). Simultanément, la qualité fourragère (mesurée grâce à la méthode de la valeur pastorale, le contenu de matières azotées totales, de graisses et de phosphore dans la matière sèche) diminue pour la même période.

Mots-clés : pâturages alpines, qualité fourragère, abandon du pâturage, diversité végétale, Pyrénées

Ecological and nutritive consequences of continuous reduction of grazing pressure in mountain grassland: the case of *Festuca eskia* communities in Aigüestortes National Park (Spanish Pyrenees)

ABSTRACT

From the middle of XX^e century the abandonment of rangelands is the biggest threat in the European high mountain. Since this grassland has been used by means of grazing for many centuries, they are not natural communities *sensu stricto*, but rather stable semi-natural communities.

The value of this grassland is exceptional, in terms of biodiversity reservoirs, chipper and good production with nutritional quality, protection to erosion, amenities, etc. However, such values can only be maintained by keeping the farming activity. In this work we present the effect in grassland of *Festuca eskia* from the Aigüestortes National Park in Spanish Pyrenees, during five years of continuous measurements, of sharp seasonal stoking decrease (0.72 to 0.18 AU·ha⁻¹·year⁻¹). The results show an increase in species richness (S, 13.4 vs 18.2), biodiversity index (Shannon, 1.99 vs 2.13), non-legume forbs (7.1 vs 11.4) and plant coverage (90.8 to 95.5) when stoking rate diminished. Meanwhile, forage quality (measured through Valour Pastoral method, the content in crude protein, fat and phosphorus in the Dry Matter production) diminished in the same period.

Key-words: alpine grassland, forage quality, grazing abandonment, plant diversity, Pyrenees

I. Introducción

Cuando se produce una disminución o aumento de animales en pastoreo en comunidades históricamente utilizadas, se originan cambios en la flora y en la proporción de sus especies; porque la comunidad tiende a re-equilibrarse, viéndose afectadas la diversidad, la proporción de grupos funcionales, la cobertura vegetal, la producción en materia seca y su valor forrajero (STOHLGREEN 2007, TAPPEINER & CERNUSCA 1993). Un equilibrio entre la producción y calidad del forraje y la diversidad del pasto, sólo se consigue con una gestión adecuada. Pero parece difícil proponer medidas de protección de los sistemas naturales mientras los habitantes, gestores de estas zonas, están emigrando. Por lo tanto, es necesario apoyar las actividades agropastorales (POLÁKOVÁ *et al.* 2011). Los ecosistemas europeos han sido utilizados por la población humana desde hace milenios. Por ello, mantienen altas tasas de biodiversidad (HUMPHREY & PATTERSON 2000, LEEUW & BAKKER 1986) y una aceptable producción y calidad forrajera, como en el caso de los pastos pirenaicos de *Festuca eskia*. Sin embargo, los pastos de montaña afrontan serios problemas de conservación con la nueva normativa de la Política Agrícola Común (PAC) (JONES 2011). El abandono de los pastos en zonas montañosas suele comenzar por las zonas más alejadas y peor comunicadas, junto con los procesos de emigración de sus habitantes a las ciudades, o debido al cambio de actividad de la población rural, que dedica más tiempo al sector servicios; mientras que el aumento del número de animales en otros enclaves está ligado a su fácil accesibilidad. Tan malo es el sobrepastoreo (mayor carga ganadera soportada que la admisible) como el subpastoreo (menor carga soportada que admisible) (COURTNEY *et al.* 2001). Esto nos recuerda la máxima de la gestión de los pastos: “el pastoreo mejora los pastos”; siempre y cuando se realice con unas cargas adecuadas y en los periodos favorables.

En términos ecológicos, el pastoreo genera una perturbación continua, producida por el ganado (corte, pisoteo, heces) que limita la competencia de las especies dominantes, y favorece la presencia de espacios que pueden ser colonizados por otras (CHEN *et al.* 2008, COLLINS 1987, COUSINS & ERIKSSON 2002). Para poder entender los cambios que se producen en la vegetación de los pastos en un tiempo determinado, no sólo hay que comprobar las cargas soportadas en cada momento, sino saber con exactitud si están por encima, por debajo o equilibradas con la admisible. Cuando la carga soportada se mantiene igual o próxima a la carga admisible la diversidad específica y la calidad forrajera se mantienen en valores óptimos (BELSEKY 1992, HARTNETT *et al.* 1996, NEGI *et al.*

1993).

Si la carga ganadera soportada se encuentra por encima de la admisible, se produce un sobrepastoreo, mayoritariamente de aquellas especies más palatables para el ganado, pudiendo llegar a su desaparición. Cuando se pasa de un estado de equilibrio a uno de subpastoreo, las especies más competitivas aumentan su presencia en el pasto y disminuye la diversidad de éste. Diferentes autores (BAKKER 1987, COLLINS 1987, RISSER 1988, SMITH & RUSHTON 1994, MCNEELY 1995, FICHER *et al.* 2004) han constatado esta pérdida de diversidad, al abandonar o excluir del pastoreo diferentes tipos de pastos de alta montaña. Del mismo modo, la calidad forrajera se ve afectada en sentido negativo cuando se produce una disminución de la carga ganadera (ARGENTI *et al.* 2000; STAGLIANO *et al.* 2000). Mientras que en los pastos con un pequeño sobrepastoreo, cuando son dejados de pastar, se produce al principio un aumento de su diversidad (DUPRE & DIEKMANN 2001; TRACY & SANDERSON 2000).

El objetivo de este trabajo es demostrar que cuando descende la carga ganadera (por proceso de abandono) en pastos ligeramente sobrepastoreados en ambiente subalpino, se produce un aumento significativo de su biodiversidad (riqueza específica, índice de Shannon, porcentaje de grupos funcionales) y de la cobertura de la vegetación, pero también una disminución de su calidad forrajera.

1. Área de estudio

El trabajo fue realizado en el Parque Nacional de Aigüestortes (España) (42° 35' N, 01° 00' E) entre los años 2002 y 2008. El PN tiene una gran variedad de pastos, entre ellos los de *Festucion eskiae* (E4.3 en la clasificación de hábitats EUNIS [DAVIES & MOSS 1999, RIVAS-MARTÍNEZ *et al.* 2002]) que es uno de los más abundantes con 4.417 ha (11 % de la superficie total del PN; Fig. 1). Como la altitud de la zona muestreada se sitúa a 2.250 m s.n.m., el pastoreo sólo se realiza en verano: de mediados de junio a finales de septiembre. La climatología (piso bioclimático “orotemplado hiperhúmedo”, de acuerdo con la clasificación de RIVAS-MARTÍNEZ *et al.* 2002) no presentó diferencias significativas en la precipitación estival entre los años muestreados, hecho que podría haber influido en el desarrollo de la vegetación; además, es el mes de julio el de mayor temperatura media. La disminución de los rebaños en los últimos años ha generado una reducción de la carga ganadera soportada, de 0,72 UGM·ha⁻¹ en 2000 a 0,18 UGM·ha⁻¹ en 2008. La relación entre la carga inicial soportada (0,72 UGM·ha⁻¹) y la admisible (0,68 UGM·ha⁻¹) en ese momento, nos indica un estado de ligero sobrepastoreo en la comunidad vegetal.

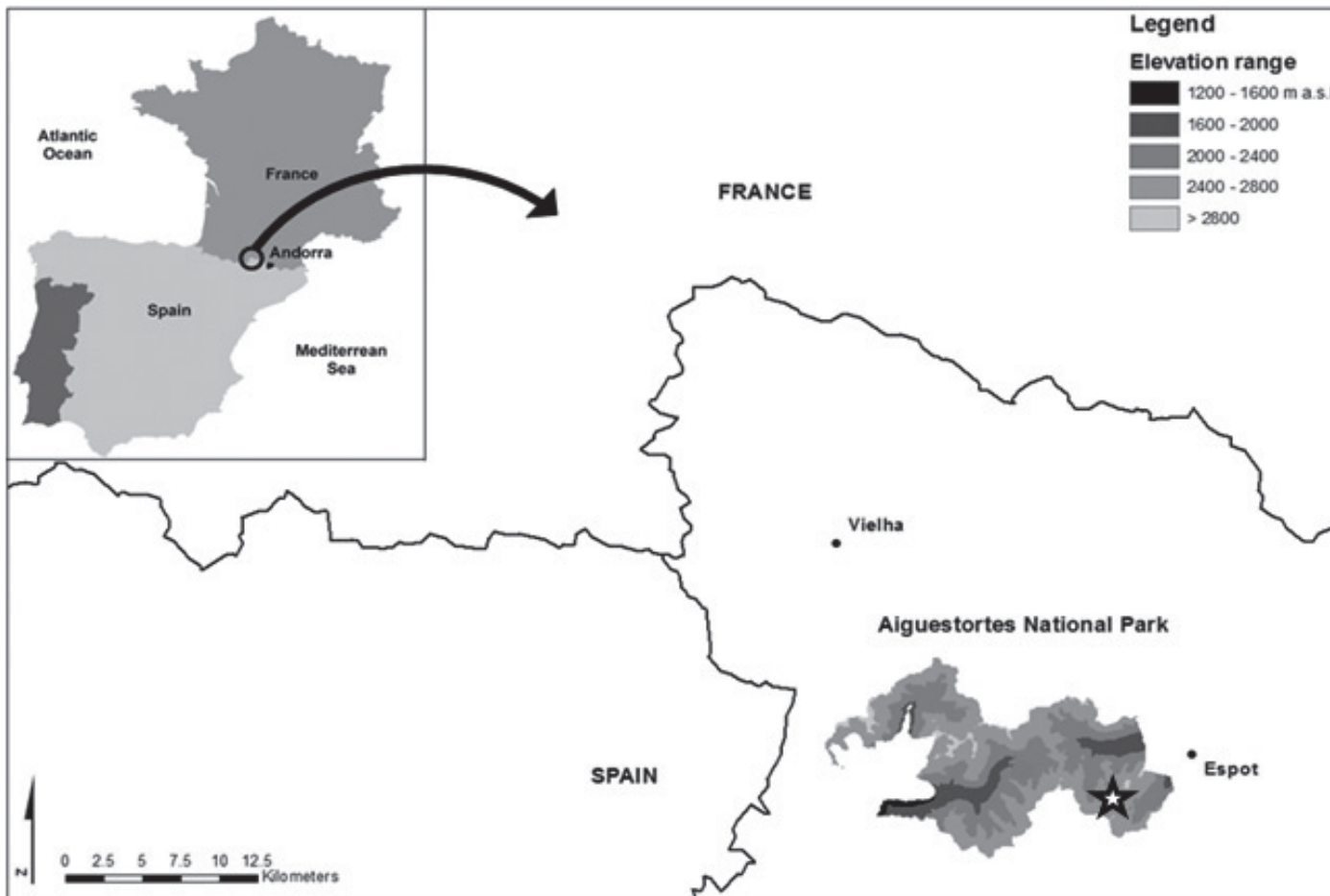


Fig. 1. Localización de la zona de estudio (☆)

2. Diseño del muestreo

Una parcela de exclusión de 12 m x 10 m se estableció en una zona de pasto homogéneo de *Festuca eskia* en junio del 2002. La exclusión estaba diseñada con cuatro grupos de 16 parcelas (de 1 m x 0,5 m) para medidas de producción y análisis bromatológico; se dejó un pasillo central de 10 x 2 m para estudiar la composición florística, y las correspondientes zonas tampón para evitar efectos borde (Fig. 2). Cada quince días (desde junio a octubre) se cortaban a ras del suelo cuatro muestras de vegetación de 1 m x 0,5 m de forma aleatoria. Al mismo tiempo, y mediante el método del “point quadrat” se realizaban 2 transectos de 100 puntos (1 punto cada 20 cm) (GODALL 1953) para las medidas florísticas. La contribución específica se calculó de acuerdo al método de Daget-Poissonet (DAGET & POISSONET 1971). Además se obtuvieron la proporción de grupos funcionales (gramíneas + graminoides, leguminosas y otras especies) y de suelo desnudo. La exclusión se desplazaba de sitio cada año, dentro de la misma zona, para evitar la repetición sobre muestreos anteriores y captar el efecto de la disminución de la carga ganadera soportada. Las muestras de hierba para producción y análisis se secaron, en estufa de aire forzado a 60°C, hasta peso constante. Una vez secas se molían y tamizaban con una malla de 1 mm y se analizaban mediante NIRS (MARTEN *et al.* 1985), para calcular el porcentaje de la proteína bruta (PB), grasas (EE) y fósforo

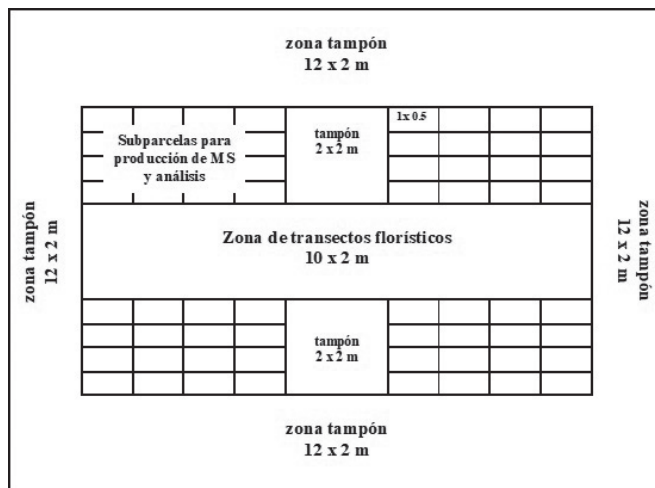


Fig. 2. Diseño de la parcela de muestreo

(P) en la materia seca. Los análisis se realizaron en laboratorio agroalimentario del IRTA de Cabrils (Catalan Agrofood laboratory, número de acreditación 157/LE309).

3. Análisis de los datos

Los datos de todos los transectos (40) se utilizaron para calcular los valores de diversidad (con el programa BIODIV; BAEV & PENEV 1995) y el índice de calidad “Valor Pastoral”.

Año de muestreo		1°	2°	3°	4°	5°
Carga ganadera soportada UGM/ha-año		0,72	0,60	0,50	0,21	0,18
Diversidad						
Riqueza específica (S)	F (4,35) 12,25**	13,40±1,89c	11,80±1,93d	14,33±1,4c	16,83±1,51b	18,20±2,38a
Índice de Shannon-Weber (H')	F (4,35) 8,29*	1,99±0,19b	1,82±0,20c	1,84±0,11c	2,26±0,15a	2,13±0,11a
Índice de dominancia de Berguer Parker (d)	F (4,35) 20,98**	0,37±0,05a	0,40±0,06a	0,47±0,02b	0,28±0,03c	0,28±0,03c
Composición florística						
Gramíneas y gramínoideas	F (4,35) 1,19	6,30±0,67	5,70±0,48	6,22±0,83	6,00±0,63	6,00±0,70
Leguminosas	F (4,35) 14,08**	0,00	0,90±0,31a	0,88±0,33a	0,16±0,40b	0,60±0,54a
Forbias no leguminosas	F (4,35) 17,19 **	7,10±1,66a	5,0±1,63b	7,22±0,97a	10,66±2,06c	11,40±2,07c

Tabla 1. Resultados de la ANOVA para la diversidad florística (S: riqueza específica; H': índice de Shannon; d: índice de dominancia de Berguer-Parker) y del número medio de especies por transecto de los grupos de especies (gramíneas y gramínoideas; leguminosas; y forbias no leguminosas), durante los cinco años muestreados. Se indica la carga ganadera soportada cada año de muestreo en unidades de ganado mayor (UGM) por hectárea y año. Valores de la misma fila seguidos de diferente letra son significativamente diferentes para $P \leq 0,05$ (LSD Test).

Año de muestreo		1°	2°	3°	4°	5°
Carga ganadera soportada (UGM/ha-año)		0,72	0,60	0,50	0,21	0,18
Calidad forrajera						
Valor Pastoral (rango: 0-100)	F(4,35) 33,82 ***	19,676±2,36a	14,653±3,59b	10,455±2,77c	9,365±0,69c	5,384±0,80d
Proteína bruta PB (% en MS)	F (4,145) 37,46***	9,278±1,68a	7,265±1,26b	6,057±0,66cd	6,192±1,64cd	5,575±0,78c
Producción en MS (kg-ha-1)						
Producción en MS (kg-ha-1)	F (4,145) 14,63**	4147,76±1392,19a	2125,23±703,79b	1509,12±404,16b	1944,07±892,62b	1283,44±245,38b
Pluviosidad total en el periodo (mm)		283	244	249,5	196,1	220,4
Temperatura media en el periodo (°C)	F(4,20) 0,08	17,36	16,48	16,52	16,6	16,28
Fósforo P (% en MS)						
Fósforo P (% en MS)	F (4,145) 36,39 ***	0,162±0,04 a	0,126±0,02b	0,092±0,01c	0,102±0,02c	0,070±0,01d
Grasa EE (% en MS)						
Grasa EE (% en MS)	F(4,145) 125,85 ***	2,97±0,29a	2,66±0,37b	1,69±0,33c	1,34±0,43d	1,18±0,23e
Suelo sin vegetación (%)						
Suelo sin vegetación (%)	F(4,35) 1,78	9,12±6,01	8,82±4,00	6,10±2,12	5,55±4,36	4,51±2,25

Tabla 2. Resultados de la ANOVA para la calidad forrajera de los pastos de Festuca eskia (Valor Pastoral, método florístico, y porcentaje de proteína bruta PB, grasa EE y fósforo P en la MS); porcentaje del suelo desnudo y producción en materia seca (MS). Se indica la precipitación en el periodo de crecimiento y la temperatura media. Valores de la misma fila seguidos de diferente letra son significativamente diferentes para $P \leq 0.05$ (LSD Test).

Los valores de producción en materia seca (152 muestras) y los correspondientes de los análisis bromatológicos (152), junto con los de diversidad y valor pastoral, previamente normalizados, se analizaron usando ANOVA multifactorial. Luego, se compararon las Diferencias Significativas Mínimas (L.S.D.) con el restrictivo test de Scheffé ($P < 0,05$) para la comparación de medias; todo con el programa Statistica 6.0 (StatSoft 1995).

II. Resultados y Discusión

1. Biodiversidad y composición florística

Se calcularon cuatro índices: S, número de especies o riqueza específica; H', índice de Shannon; E, equitabilidad de Pielou; y d, índice de dominancia de Berger-Parker; para entender la estructura de la comunidad. Los tres primeros (S, H' y E) aumentaron su valor al ir reduciendo la carga ganadera, mientras que el índice de dominancia de Berguer-

Parker disminuyó, como cabía esperar. La Tabla 1 muestra los diferentes valores a lo largo de los años de muestreo. Los resultados concuerdan con los de GARBYAL *et al.* (2005) para pastos del valle de Darma (Himalayas) en situación de sobrepastoreo por ovejas, que aumentaron su diversidad al reducir el número de animales. Y aunque otros autores (MIDDLETON *et al.* 2006, DOLEK & GEYER 2002) observan una reducción de diversidad al disminuir el número de animales, la comparación es difícil ya que no se indica claramente el estado inicial del pasto (sobrepastoreado o no). Las variaciones de los grupos funcionales presentaron situaciones diferentes entre ellos: no hubo variación significativa en las gramíneas + graminoides, aumentó significativamente el número de forbias por transecto y variaron, sin un patrón determinado, las leguminosas.

2. Producción en materia seca (MS) y Calidad forrajera de la hierba

El valor de producción en materia seca (MS) fue significativamente más alto el primer año que el resto (Tabla 2). Esto se debe a la precipitación durante el periodo de crecimiento en ese año, ya que en zonas de alta montaña la producción está totalmente ligada a la precipitación y a la temperatura media correspondiente a dicho periodo, aunque en nuestro caso, esta última no fuera significativamente diferente entre años. Los valores de MS obtenidos son similares a los de otros pastos del mismo tipo en zonas de los Pirineos andorranos (DOMENECH *et al.* 2006).

La calidad forrajera de la hierba se midió mediante dos métodos, uno basado en la composición florística (Valor Pastoral de Daget-Poissonet) y otro analítico (NIRS) en el que se valoró el contenido en proteína bruta, grasas y fósforo. Según el Valor Pastoral, nuestra hierba no sólo tiene un valor bajo de calidad (media de 11,9/100) durante todos los años muestreados; debido a que son muy abundantes las especies de bajo índice de calidad (1 a 3, sobre un máximo de 5, y muchas tiene valor 0), sino que además lo pierde de forma continua al disminuir la carga ganadera. Son los pastos del PN con menor Valor Pastoral, incluso menos que los de *Nardus stricta* (tradicionalmente pastos pobres), que llegan a valores cercanos a 40/100 (FANLO *et al.* 2000). Los resultados del análisis NIRS también muestran un descenso continuo en la calidad, ya que la proteína cruda, las grasas y el fósforo disminuyen al reducirse el número de animales en pastoreo.

3. Cobertura de la vegetación/proporción de suelo desnudo

La vegetación muestra una tendencia a incrementar su cobertura (o disminuye el suelo desnudo) a lo largo de los años, aunque no sean valores significativos. Este efecto se debe a que el ganado controlaba el crecimiento expansivo de las macollas y depredaba las forbias más palatables; y al pisoteo, cuando las cargas soportadas eran mayores.

III. Discusión general

La biodiversidad específica de estos pastos aumenta al disminuir la carga ganadera durante los primeros cinco años, y varía la cantidad de especies de los grupos funcionales, mientras que la hierba sigue un proceso de pérdida de su

valor forrajero. Estos resultados hay que enmarcarlos en un proceso de variación de cargas ganaderas; pasando de pastos sobrepastoreados a pastos equilibrados e incluso subpastoreados; variable que casi ningún autor ha tenido en cuenta hasta ahora. Si nos atenemos a los modelos de MILCHUNAS *et al.* (1988) que relacionan los valores de diversidad con la “intensidad del pastoreo” nuestro caso pertenecería al modelo calificado de “larga historia de pastoreo y buenos recursos”, pero resulta difícil situar estos pastos de *Festuca eskia* en el punto apropiado de la curva. Los estudios que comprenden muchos años de seguimiento y esmerados muestreos (STOHLGREN 2007), que sólo hacen referencia al afecto de pastoreo y no a las cargas, muestran variaciones de diversidad oscilantes sin un patrón determinado. Por ello es posible que el aumento de la biodiversidad encontrado durante estos primeros años en estos pastos cambie posteriormente (TILMAN *et al.* 2006) o permanezca estable. Debería establecerse una gestión que permitiera recuperar calidad forrajera sin perder diversidad. Existen distintas experiencias (BAKKER 1987, BOKDAM & GLEICHMAN 2000, GIBSON *et al.* 1987, HUMPHREY & PATTERSON 2000, ÖCKINGER *et al.* 2006) que consiguieron recuperar diversidad aumentando la carga ganadera en pastos abandonados; pero no hay datos sobre la recuperación de calidad forrajera que no estén ligados a resiembras de buenas especies.

Otro aspecto a tener en cuenta es que los cambios en la flora de los pastos también inciden en el reparto de la biomasa vegetal bajo y sobre el suelo, y en el reparto de C y N en los componentes de la planta y en el suelo del pasto (ALTIMIR *et al.* 2008). Así mismo, los cambios en la composición de la flora implican modificaciones en la diversidad animal (DI GIULIO *et al.* 2001, WARREN & BOURN 1996).

La solución del problema radica en conseguir un manejo que penalice lo menos posible a las tres variables más importantes de estos sistemas: diversidad, calidad y producción; y realizarlo mediante un ajuste de cargas. Aunque llevar ganado a las zonas abandonadas o con baja carga ganadera para recuperarlas, o disminuirlo de forma temporal, solo sería posible si existe una compensación para los ganaderos (OSTERMANN 1998), esto permitiría una retroalimentación entre usos pastorales y medidas de conservación ambiental (BEAUFOY 1998).

AGRADECIMIENTOS

Parte de este trabajo fue realizado en el marco del proyecto CICYT-PETRI 01-0079-OP.

BIBLIOGRAFÍA

- ALTIMIR, N., E. SOY-MASSONI, J. GARCIA-PAUSAS & M.T. SEBASTIÀ. 2008. – Land-use change in the Pyrenees: effect of abandonment on the C and N distribution of mountain grasslands. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 10: EGU2008-A-08205.
- ARGENTI, G., S. SABATINI, N. STAGLIANO & P. TALAMUCCI. – 2000. Vegetazione prato-pascoliva infraforestale e biodiversità di un'area alpina orientale. *S.I.S.E.F. Atti* 2: 267-272.

- BAEV, P.V. & L.D. PENEV. – 1990. BIODIV: a program for calculating Biological Diversity Parameters, Similarity, Niche Overlap and Cluster Analysis. Version 4.1. Sofia.
- BAKKER, J.P. 1987. – Grazing as a management tool in the restoration of species-rich grasslands. *Proceedings of the Koninklijke Akademie Van Wetenschappen*. Series C, 90: 403-429.
- BEAUFOY, G. 1998. – The EU Habitats Directive in Spain: can it contribute effectively to the conservation of extensive agro-ecosystems?. *Journal of Applied Ecology*, 35: 974-978.
- BELSEKY, A.J. 1992. – Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, 3: 187-200.
- BOKDAM, J., J.M. & GLEICHMAN. 2000. – Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 415-431.
- CHEN, J., Y. YAMURA, Y. HORI, M. SHIYOMI, T. YASUDA, H. ZHOU, Y. LI & Y. TANG. – 2008. Small-scale species richness and its spatial variation in an alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological Research*, 23: 657-663.
- COLLINS, S.L. 1987. – Interaction of disturbance in tallgrass prairie: a field experiment. *Ecology*, 68 (5): 1243-1250.
- COURTNEY, D., D.R. CHADWICK, D. CHAPPLE, C.J. DULLER, B. EVANS, A. FYCHAN, R. JONES, C. MARLEY, H. MCCALMAN, B. MCLEAN, C. MIDDLEMASS, C. MINTER, C.T. MORGAN, & J.R.B. TALLOWIN. 2001. – *Managing grassland on farms affected by foot and mouth*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (MAFF Final Working Group Report 2001), 32 pp.
- COUSINS, S.A. & O. ERIKSSON. 2002. – The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape ecology*, 17(6): 517-529.
- DAGET, PH., & J. POISSONNET. 1971. – Une méthode d'analyse des prairies. *Annales d'Agronomie*, 22 (1) : 5-41.
- DAVIES, C.E. & D. MOSS. 2002. – *EUNIS habitat classification 2001 work programme final report*. European Environmental Agency. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, Paris, 125 pp.
- DI GIULIO, M., P.J. EDWARDS & E. MEISTER. 2001. – Enhancing insect diversity in agricultural grassland: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology*, 38: 310-319.
- DOLEK, M. & A. GEYER. 2002. – Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. *Biological Conservation*, 104 (3): 351-360.
- DOMENECH, M., C. PÉREZ & R. FANLO. 2006. – Diversidad vegetal y calidad forrajera de los pastos supraforestales del valle del Madriu-Perafita-Claror (principado de Andorra). *Pastos*, XXXV (2): 27-36.
- DUPRE, C. & M. DIEKMANN. 2001. – Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography*, 24 (3): 275-286.
- FANLO, R., A. GARCIA & D. SANUY. 2000. – Influencia de los cambios de la carga ganadera sobre los pastos de *Nardus stricta* en el PN de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. *Proceedings of the 3rd Iberian Meeting of Grasslands and Forages*. Bragança – A Coruña, pp. 117-120.
- FICHER, M., J. STÖCKLIN, A. WEYAND & K. MAURER. 2004. – Cultural and biological diversity of grasslands in the Swiss Alps. *Proceedings of the 20th General Meeting of the EGF*. Luzern, pp. 293-295.
- GARBYAL, S.S., K.K. AGGARWAL & C.R. BABU. 2005. – Return of biodiversity in Darma valley, Dharchula Himalayas, Uttaranchal, North India following fortuitous changes in traditional lifestyle of the local inhabitants. *Current Science*, 88 (5): 722-725.
- GIBSON, C.W.D, T.A. WATT & V.K. BROWN. 1987. – The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation*, 42: 165-183.
- GODALL, D.W. 1953. – Point quadrat methods for analysis of vegetation. *Australian Journal of Botanic*, 1: 457-461.
- HARTNETT, D.C., K.R. HICKMAM & L.E.F. WALTER. 1996. – Effects of bison grazing, fire and topography on floristic diversity in tallgrass prairie. *Journal of Range Management*. 49: 413-420.
- HUMPHREY, J. W. & G.S. PATTERSON. 2000. – Effects of late summer cattle grazing on the diversity of riparian pasture vegetation in an upland conifer forest. *Journal of Applied Ecology*, 37: 986-996.
- JONES, G. 2011. – HNV farming and permanent pasture- the gap between EU rules and reality. *La Cañada*, 26: 1-3.
- LEEuw, J. & J.P. BAKKER. 1986. – Sheep-grazing with different foraging efficiencies in a Dutch mixed grassland. *Journal of Applied Ecology*, 23:781-793.
- MARTEN, G.C., J.S. SHENK & F.E. BARTON (Eds). 1985. – *Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). Analysis of forage quality*. United States Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service, Agriculture Handbook n°643, 95 pp.
- MCNEALY, J.A. 1995. – How traditional agro-ecosystems can contribute to conserving biodiversity. In: Halladay, P. and D.A. Gilmour (Eds), *Conserving Biodiversity Outside Protected Areas: The role of traditional agro-ecosystems*. Gland and Cambridge, 228 pp.
- MILCHUNAS, D.G., O. SALA & W.K. LAUENROTH. 1988. – A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist*, 132: 87-106.
- MIDDLETON, B.A., B. HOLSTEN & R. VAN DIGGELEN. 2006. – Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science*, 9 (2): 307-316.
- NEGI, G.C.S., H.C. RIKHARI, J. RAM & S.P. SINGH. 1993. – Foraging niche characteristics of horses, sheep, and goats in an alpine meadow of the Indian Central Himalaya. *Journal of Applied Ecology*, 30: 383-394.
- ÖCKINGER, E., A.K. RIKSSON & H.G. SMITH. 2006. – Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, 133: 291-300.
- OSTERMANN, O. P. 1998. – The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35: 968-973.
- POLÁKOVÁ, J., G. TUCKER, K. HART, J. DWYER & M. RAYMENT. – Addressing biodiversity and habitat preservation through Measures applied under the Common Agricultural Policy. Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No. 30-CE-0388497/00-44. Institute for European Environmental Policy: London, 313 pp.
- RISSEr, P.G. 1988. – Diversity in and among grasslands. In: Wilson, E.O. (Ed.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, pp. 176-180.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., T.E. DÍAZ, F. FÉRNANDEZ-GONZÁLEZ, J. IZCO, J. LOIDI, M. LOUSA & A. PENAS. 2002. – Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomic checklist of 2001. *Itineraria Geobotanica*, 15 (2): 433-922.
- SMITH, R.S. & S.P. & RUSHTON. 1994. – The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology*, 31: 13-24.

- Statsoft. 1995. – *Statistica*. CD + 3 volumes. 2618 pp. StatSoft, Inc. 2325 East 13th Street, Tulsa.
- STAGLIANO, N., G. ARGENTI, A. PARDINI S. SABATINI & P. TALAMUCCI. 2000. – Ipotesi gestionali di pascoli alpini attraverso utilizzazioni minimali per la conservazione delle risorse. *Rivista di Agronomia*, 34: 191-195.
- STOHLGREN, T. J. 2007. – *Measuring plant diversity: lessons from the field*. Oxford University Press. 390 pp.
- TAPPEINER, U. & A. CERNUSCA. 1993. – Alpine meadows and pastures after abandonment. *Pirineos*, 141-142: 97-118.
- TILMAN, D., P.B. REICH & J.M.H. KNOP. 2006. – Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, 441: 629-632.
- TRACY, B.F. & M.A. SANDERSON. 2000. – Patterns of plant species richness in pasture lands of the northeast United States. *Plant Ecology*, 149: 169–180.
- WARREN, S., & N.A.D. BOURN. 1996. – The impact of grassland management on threatened butterflies. In: Sheldrick, R. D. (Eds) *Grassland management in Environmentally Sensitive Areas*. British Grassland Society Occasional Symposium n°32. Arrowhead Books, Reading, pp. 138-143.