

CAMBIOS PRODUCIDOS POR EL GANADO EN LA VEGETACIÓN DE PASTOS ARBOLADOS MEDITERRÁNEOS DE NAVARRA

V. FERRER¹, C. FERRER¹, A. BROCA¹ y M. MAESTRO²

(1) Unidad de Agricultura y Economía Agraria. Universidad de Zaragoza.
Miguel Servet, 177. 50013 Zaragoza (España).

(2) Instituto Pirenaico de Ecología. CSIC. Apartado 202. 50080 Zaragoza (España).

RESUMEN

Se ha controlado el efecto del pastoreo en cuatro zonas arboladas de *Quercus faginea* Lam. de la Navarra Media, con una densidad media de 2550 pies/ha y recubrimiento de copas del 93 %. La cobertura media del estrato arbustivo es del 9 % y la del herbáceo del 86 %; el 5 % restante corresponde al suelo desnudo. Las zonas controladas se pastan desde hace 7, 8, 11 y 12 años y su intensidad, medida a través de la extracción de biomasa herbácea, oscila entre 257 y 458 UF/ha/año. Se concluye que, por efecto del pastoreo, tiende a aumentar significativamente la denudación del suelo, desde el 5 % en los testigos hasta el 18-19 % en las zonas más pastadas, cifra en la cual parece estabilizarse el proceso. El aumento de suelo desnudo se realiza a costa de una disminución significativa de la cobertura del estrato herbáceo, de las gramíneas y, fundamentalmente, *Helictotrichon cantabricum*; por el contrario, se incrementa la contribución específica de *Bromus erectus*, *Festuca rubra* s.l. y "otras herbáceas". El pastoreo produce un pasto más heterogéneo que el que inicialmente encuentra el ganado. A lo largo del año, la denudación del suelo sufre fluctuaciones que guardan relación con los períodos de descanso del pastoreo y también con aspectos climáticos o fenológicos. En las épocas de descanso del pastoreo, las "calvas" tienden a ser colonizadas por especies herbáceas distintas a las más abundantes en el pasto, lo que se traduce, en último término, en un aumento de la riqueza específica y diversidad vegetal. El valor pastoral aumenta claramente por acción del ganado.

Palabras clave: Cambio florístico, riqueza específica, biodiversidad, suelo desnudo, valor pastoral.

INTRODUCCIÓN

En la investigación ecológica sobre la interacción entre comunidades vegetales y los ungulados (salvajes o domésticos) han predominado, hasta hace muy poco, los tra-

bajos sobre las cadenas tróficas. En ellos, se consideraba al ungulado como un "output" de la comunidad vegetal y a las plantas como "inputs" de aquél (Caughley, 1982). En contraste con esta visión trófica de interacción "directa", son cada vez más numerosas las investigaciones que se orientan hacia los efectos "indirectos" del ungulado, como reguladores de procesos muy diversos que tienen lugar en el ecosistema a diversas escalas de tiempo y espacio (Hobbs, 1996); actualmente estas relaciones "indirectas" se consideran más relevantes, superiores a las que sólo afectan al flujo energético y de la materia (Hobbs *et al.*, 1991; Pastor y Naiman, 1992; Mc Naughton, 1992). En efecto, los ungulados provocan importantes cambios en el medio natural, actuando sobre la heterogeneidad del paisaje, hasta poder acelerar o retardar los procesos de sucesión vegetal y controlando además la flexibilidad de las fitocenosis con sus estados alternativos (por ejemplo bosque "versus" pasto). Parece demostrado que las modificaciones provocadas por los ungulados en el ecosistema se derivan fundamentalmente del uso selectivo que ellos hacen, según sea la escala considerada, de las plantas, de la parcela y del paisaje (Senft *et al.*, 1987; Mc Naughton, 1989; Coughenour, 1991; Seagle *et al.*, 1992).

Los bosques de toda Europa eran pastados por ungulados salvajes desde tiempos muy remotos y dominaban el paisaje hace más de 1000 años (Pott y Hüppe, 1991). Es evidente que los bosques actuales en Europa no son iguales a los originales, pero nuestros rebaños pueden sustituir a las manadas salvajes (algunas de cuyas especies han desaparecido) y el hombre debe influir en la conservación y mejora de estas áreas, regulando bien la carga (Van Vieren, 1995). Por otro lado, también son más frecuentes ahora las investigaciones sobre la influencia del pastoreo de ungulados en la reducción de la frecuencia, extensión e intensidad de los incendios, al consumir la biomasa vegetal combustible (Frost y Robertson, 1987; Stronach y Mc Naughton, 1989). En el caso de las áreas arboladas, se ha estudiado la reducción en la frecuencia de incendios (Madany y West, 1983) o la probabilidad de que los incendios superficiales no alcancen la copa de los árboles (Bartholomew, 1970; Halligan, 1973).

Por otro lado, y de acuerdo con Boza y González (1995), deberían revisarse muchos de los prejuicios existentes sobre el papel de la ganadería mediterránea en la utilización y conservación del monte. El monte mediterráneo tiene unos elementos naturales y una dinámica poco común con los modelos del Norte de Europa y el tradicional debate entre explotación ganadera y degradación de la cubierta vegetal es una falsa polémica. Siempre según los autores citados, debería revitalizarse el interés por los herbívoros domésticos en la silvicultura preventiva, la biología reproductiva del monte mediterráneo y el mantenimiento de la diversidad.

Numerosas regiones europeas de pastos, abandonadas a todo uso desde hace tiempo, están siendo gestionadas de nuevo con ganado, con una óptica no simplemente productivista, sino que también enfoca objetivos de conservación, persiguiendo en especial la preservación de la diversidad (Green, 1990; Dutoit *et al.*, 1995).

Con este punto de vista, el Gobierno de Navarra impulsó desde los años 80 un "Programa de creación y mejora de pastos en terrenos comunales", para recuperar zonas agrícolas abandonadas y áreas de monte arbolado o arbustivo, mediante la introducción de un aprovechamiento ganadero "conservacionista" y generador de renta. Para ello se cercaron perimetralmente determinadas superficies, dotándolas de infraestructura (pistas, cercas interiores, balsas, abrevaderos, apriscos, praderas de apoyo, etc.) y se alquilaron plurianualmente a ganaderos locales o foráneos. Desde 1994, el 80% de la financiación corre a cargo del FEOGA (Objetivo 5b). En el presente trabajo se dan los resultados de un control realizado durante 1992-93 en cuatro zonas arboladas de la Navarra Media, con distinta antigüedad en el comienzo del aprovechamiento pastoral y también con diferentes cargas ganaderas, con el fin de comparar la evolución del estrato herbáceo-arbustivo y del suelo desnudo en las zonas pastadas respecto a las testigo anexas y sin pastoreo (fuera del área cercada).

Se pretende igualmente reflejar una amplia revisión bibliográfica, la mayor parte de reciente publicación, con el fin de transmitir al lector el interés creciente del tema que nos ocupa, tanto en el ámbito de la ecología como en la mejora de los pastos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha efectuado sobre cuatro áreas de pastos arbolados de *Quercus faginea*, roble semicaducifolio de hoja marcescente, en los municipios de Aibar, Leache, San Martín de Unx y Lerga (Navarra Media); véase la Figura 1. Para las áreas de Aibar y Leache se ha contado con una zona testigo común, y para las de San Martín de Unx y Lerga, con otra. Se ha asumido que las zonas que actualmente se pastan tenían, antes de la entrada del ganado (7-12 años), las mismas características de flora y vegetación que las áreas testigo utilizadas.

Las zonas seleccionadas presentan una media, con respecto a los árboles, de 2550 pies/ha, altura de 6 m, diámetro del tronco de 12 cm (a 1.3 m de altura) y recubrimiento de copas del 93% (Ferrer, 1997). Se trata de unos chirpiales y bosques jóvenes (30-40 años), aprovechados antes para leña. La cobertura media del estrato herbáceo en los testigos es del 86%, el estrato arbustivo tan sólo cubre un 9% y el 5% restante es de suelo desnudo, todo ello medido según la metodología que luego se expondrá. Los sue-

los son pardo calizos, la altitud oscila entre 575 y 880 msm, la pluviosidad total anual es de unos 600 mm y la temperatura media anual de 12-13° C.

Las zonas pastadas de Aibar y Lerga son utilizadas por vacuno de carne (pirenaico y cruces con charolés, con partos primaverales) durante todo el año y las de Leache y San Martín, por equino de carne (jaca navarra, y también con partos primaverales) desde noviembre a mayo. El ganado no ramonea las copas de los árboles, por no alcanzarlas, y sólo consume el pasto del estrato herbáceo-arbustivo.

FIGURA 1

Ubicación de la zonas de estudio.

Location of the study areas.



La vegetación de los estratos arbustivo y herbáceo (conjuntamente) se muestreó en primavera-verano de 1992 según el método de los "puntos cuadrados" (Daget y Poissonet, 1971) a lo largo de líneas de 20 m, con inserción de una aguja metálica cada 20 cm, censándose los contactos con las diferentes especies o bien con el **suelo desnudo**; en cada línea se inventariarían 100 puntos consecutivos y se obtiene así la frecuencia de cada especie (F_s) y el porcentaje de suelo desnudo (SD). Como en muchos de los puntos se contactan dos o más especies, el valor $SD + \sum F_s > 100$. Por ello se calcula la **contribución específica**: $C_s = F_s(100 - SD) / \sum F_s$; de este modo $SD + \sum C_s = 100$. En el caso de pastos herbáceos, la contribución específica puede asimilarse bastante al paráme-

tro de cobertura. La contribución específica del estrato arbustivo se obtiene del sumatorio de la contribución de las especies cuyas formas vitales corresponden a macrofanerófitos, nanofanerófitos y caméfitos arbustivos. La del estrato herbáceo se obtiene del sumatorio de la contribución de las especies cuyas formas vitales corresponden a caméfitos herbáceos, hemcriptófitos, geófitos y terófitos. El mismo sistema se sigue con las familias (gramíneas, leguminosas y otras) y con "otras herbáceas". A partir de estos muestreos se obtiene obviamente el número de especies presentes (**riqueza específica**) y también se puede calcular el **índice de diversidad** de Shannon ($H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$, siendo p_i el número de individuos de la especie i en relación con el número total de individuos). Se han efectuado tres muestreos en cada una de las dos zonas testigo y un total de 25 muestreos en las cuatro áreas pastadas (véase Tabla 1).

Durante el periodo primavera 1992-otoño 1993 se establecieron 13 transectos de lectura permanente, en los que se realizó, por el mismo método de los puntos cuadrados, un **muestreo estacional**. En cada uno de ellos se midió también la talla del estrato herbáceo; la diferencia de tallas entre zonas testigo y pastadas da una idea de la intensidad del pastoreo.

El **valor pastoral** (VP), se ha calculado según el método de Daget y Poissonet (1972), $VP = 0,2 \cdot \sum C_s \cdot I_s$, siendo I_s el "índice específico", que varía de 0 a 5 en función de estimaciones sobre la productividad, valor nutritivo, apetecibilidad, digestibilidad, etc. La relación de los I_s utilizados en este trabajo excede las posibilidades de esta publicación: remitimos al lector al trabajo de Ferrer (1997). Los valores de I_s de las gramíneas de las zonas testigo se han rebajado un punto con respecto a los de las zonas pastadas, con el fin de penalizar su calidad por la acumulación de biomasa muerta (Pastor *et al.*, 1993; Ferrer, 1997).

En cada una de las cuatro zonas pastadas se han determinado tres variables con el fin de poder estimar la **presión del ganado** en ellas:

1º el **número de años** transcurridos desde que se inició la utilización ganadera por pastoreo, a partir de datos del Gobierno de Navarra (véase abscisas de la Figura 3).

2º la "**intensidad**" del pastoreo (I), calculada por el "método de las diferencias" (Simiane y Damiani, 1981; Lambert y Senn, 1984) según la ecuación $I = (N - (C + P)) / S$, siendo I las UF/ha/año recolectadas por el ganado en pastoreo. Las necesidades del ganado (N) se han obtenido, aplicando los criterios del INRA (1988), en función de datos medios (7-12 años) referidos a: periodo de permanencia anual del ganado en los pastos estudiados (época y número de meses), número de cabezas, fechas de los partos y porcentaje de fertilidad (y por tanto estado fisiológico de los animales); todos estos datos se han recabado de los propios ganaderos. La alimentación obtenida por el ganado de

“otros” recursos procede del sumatorio de la alimentación complementaria -C- (tipos y cantidad de productos empleados, según datos proporcionados por los propios ganaderos y valorados en la Unidad de Agricultura y Economía Agraria de la Facultad de Veterinaria de Zaragoza) y de la producción de las praderas sembradas o naturales -P- (muestreada y valorada por Ferrer, 1997). La superficie de los pastos arbolados (S) se ha cartografiado y planimetrado. La expresión de todos estos datos resultaría prolija y remitimos igualmente al lector al trabajo de Ferrer (1997).

3° el “**grado de influencia**” del pastoreo, variable que combina las dos anteriores dividiendo el campo de coordenadas ($x = \text{años}$, $y = \text{“intensidad”}$), mediante bandas perpendiculares a la recta $x = y$ (Ferrer, 1997).

Aunque no es objetivo primordial de este trabajo, con el fin de poder hacer alguna estimación respecto a la acción del ganado sobre la regeneración del bosque, se han realizado conteos, en parcelas de 100 m^2 , de rebrotes (y altura de los mismos) y de roturas de chirpiales y brinzales (y diámetro de los mismos) de especies de macrofanerófitos, tanto en las áreas testigo como en las pastadas.

RESULTADOS

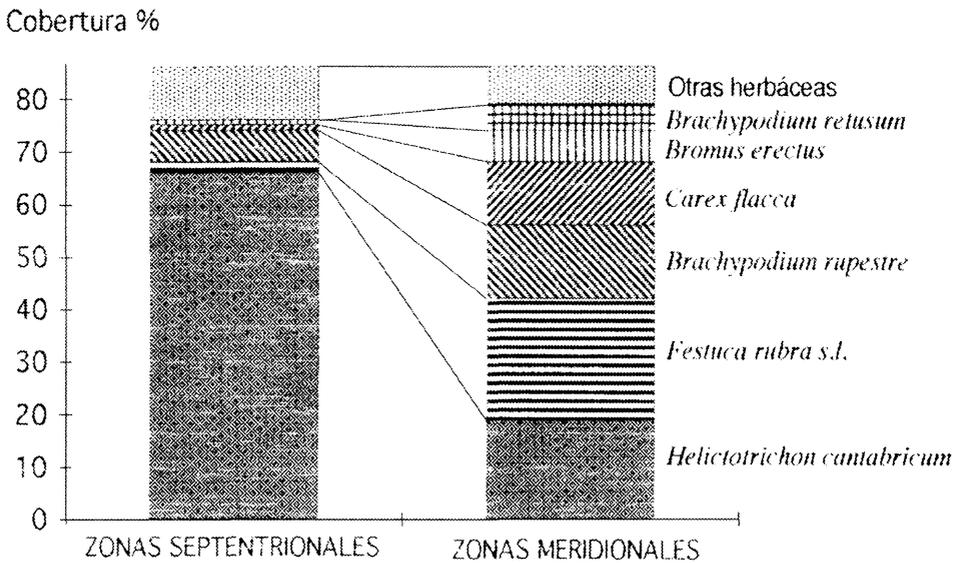
Los histogramas de la Figura 2 representan los porcentajes de contribución específica de las especies herbáceas más relevantes, en las zonas testigo. En las áreas con exposición más septentrional (Lerga y San Martín de Unx) domina *Helictotrichon cantabricum* (66%). En las zonas con exposición más meridional (Aibar y Leache), la contribución específica está compartida por *H. cantabricum* (19%), *Festuca rubra* s.l. (23%), *Brachypodium rupestre* (14%), *Carex flaca* (12%), etc. Se trata, por lo tanto, de zonas arboladas con diferencias sustanciales en su estrato herbáceo, que parecen derivadas de aspectos microclimáticos ligados a la exposición. Como se verá más adelante, la acción del ganado sobre estos pastos da lugar a diferencias que tienen su origen en el distinto tipo de vegetación inicial.

En la Tabla 1 vienen reflejados los valores medios de suelo desnudo y de la contribución específica de los estratos herbáceo y arbustivo y de las familias (por sumatorio de la contribución de todas las especies implicadas) y de las especies principales. Refleja asimismo el número de especies, el índice de diversidad de Shannon y el valor pastoral (VP). Se realiza igualmente el análisis de las diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los valores medios de las zonas testigo y pastadas, así como información sobre “tendencias” ($P < 0.2$), dado que con baja intensidad de pastoreo son esperables cambios, aunque de poca magnitud.

FIGURA 2

Distribución porcentual de la cobertura de las especies del estrato herbáceo en las áreas testigo.

Percentage distribution of species cover of the herbaceous stratum in the control sites.



La Tabla 2 refleja la "intensidad" del pastoreo (Ferrer, 1997), que varía desde 257 hasta 458 UF/ha/año (0.09 a 0.15 UGM/ha/año). Al no haberse observado ramoneo de árboles (quedan fuera del alcance de los animales), se admite que toda esta biomasa consumida procede del estrato herbáceo-arbustivo. La Figura 3 refleja el "grado de influencia" del pastoreo, que oscila entre un valor de 3 para Aibar y uno de 6 para Leache y Lerga (Ferrer, 1997).

Las Figuras 4, 5, 6, 7, 11 y 12 relacionan la magnitud de las diferencias encontradas entre áreas testigo y pastadas con las variables descriptivas de la presión de pastoreo ("intensidad" y/o "grado de influencia").

Se observan incrementos significativos o "tendencias" en el porcentaje de suelo desnudo en las zonas pastadas de las cuatro localidades estudiadas (Tabla 1). Destaca el caso de la localidad de Lerga, donde, con un 5% de suelo desnudo en el testigo, se alcanza un 30% en las áreas pastadas; se trata de una zona con elevada pendiente (22°) y según Laatsch y Grottenthaler (1972) la denudación del suelo por pisoteo empieza a ser grave a partir de los 20°. El incremento de suelo desnudo se

hace progresivamente mayor conforme crece el "grado de influencia" del pastoreo (Figura 4 A). Si no se considera el caso de Lerga (donde debería reducirse la presión del pastoreo por las razones expuestas anteriormente), se puede hacer el ajuste a una curva, utilizando los valores absolutos, que parece indicar una estabilización del proceso a partir de un aumento de suelo desnudo de 14-15 puntos porcentuales (Figura 4 B).

TABLA 1

Valores medios de testigos (T) y pastados (P), y niveles de significación de las diferencias (S): ** (P<0,05), * (P<0,2).

*Average values of control (T) and grazed (P) sites, and significance levels of differences (S): ** (P<0,05), * (P<0,2)*

	AIBAR			LEACHE			SAN MARTIN			LERGA		
	T	P	S	T	P	S	T	P	S	T	P	S
Número de muestreos (n)	3	6		3	10		3	6		3	3	
Suelo desnudo %	4	13	*	4	18	**	5	18	**	5	30	**
Contribución específica:												
Estrato arbustivo %	6	3	.	6	7	.	13	11	.	13	6	*
Estrato herbáceo %	90	83	*	90	75	**	82	71	.	82	64	*
Gramíneas %	68	59	*	68	54	**	74	45	**	74	49	**
Leguminosas %	1	1	.	1	2	.	4	3	.	4	1	*
Compuestas %	0	3	*	0	1	*	1	2	.	1	2	.
"Otras" Familias %	27	23	.	27	25	.	16	33	**	16	18	*
<i>Brachypodium rupestre</i> %	14	21	.	14	15	.	6	4	.	6	3	.
<i>Bromus erectus</i> %	6	7	.	6	10	.	1	18	**	1	15	**
<i>Carex flacca</i> %	12	10	.	12	10	.	1	10	*	1	4	.
<i>Festuca rubra</i> s.l. %	23	12	*	23	16	*	2	7	*	2	22	**
<i>Helictotrichon cantabricum</i> %	19	16	.	19	10	.	66	10	**	66	9	**
"Otras" herbáceas %	16	17	.	16	15	.	7	22	**	7	12	*
Número de especies	17	21	.	17	20	.	13	22	**	13	19	**
Índice de Shannon	2,9	2,9	.	2,9	3,0	.	1,8	3,1	**	1,8	2,5	**
Valor Pastoral (VP)	7	19	**	7	20	**	2	20	**	2	19	**

TABLA 2

Cálculo de la “intensidad” (I) del pastoreo en los pastos arbolados.

N = necesidades; C = alimentación complementaria; P = pastoreo en praderas;

S = superficie pastos arbolados (Ferrer, 1977).

Calculation of “intensity” (I) of grazing (FU/ha/year) in wooded areas.

N = needs; C = complementary feeding; P = grazing meadows;

S = surface area of grazed wooded areas (Ferrer, 1977).

	Aibar	Leache	Lerga	S.Martín
N (UF/año)	119 429	46 308	120 510	42 172
C (UF/año)	5 799	0	64 010	0
P (UF/año)	91 338	0	47 334	1 686
C+P (UF/año)	97 137	0	111 344	1 686
N-(C+P) (UF/año)	22 292	46 308	9 166	40 486
S (ha)	87	159	26	88
I=(N-(C+P))/S (UF/ha/año)	257	292	353	458

FIGURA 3

“Grado de influencia” del pastoreo, en función de los años y de la “intensidad” del mismo (según Ferrer, 1997).

Grazing “degree of influence”, in relation to years and “intensity” of the same (following Ferrer, 1997).

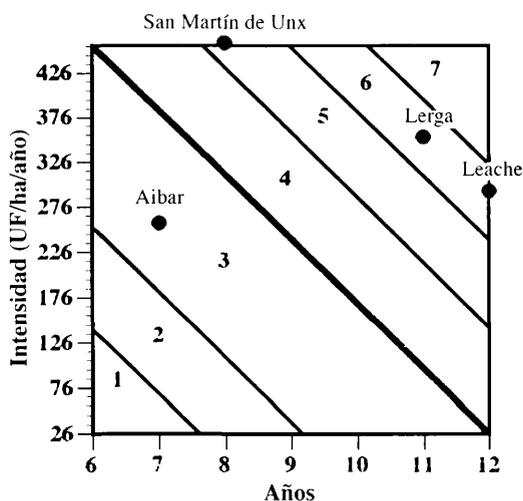


FIGURA 4

Variación del porcentaje de suelo desnudo. A: comparando cada caso con su testigo, en función del “grado de influencia” del pastoreo (años e intensidad).

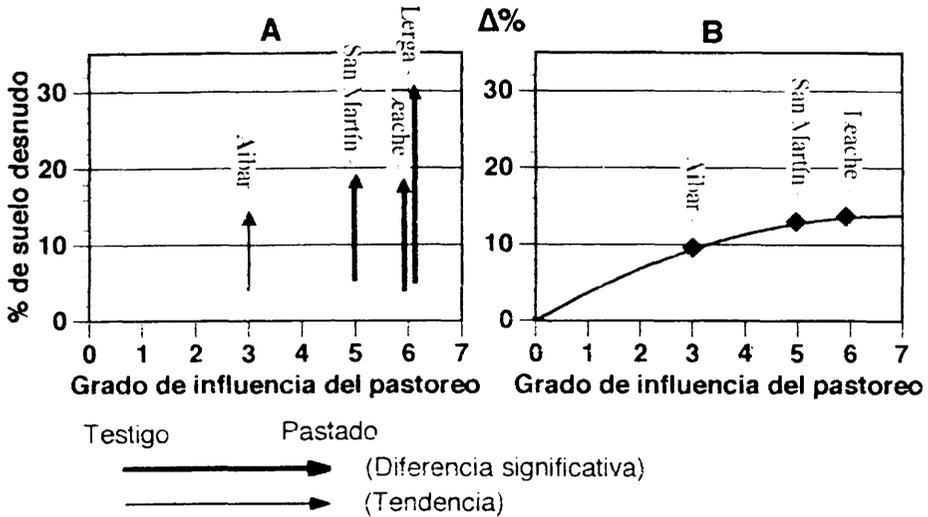
B: considerando la variación relativa (testigos con ordenadas = 0).

(No se representa Lerga, en cuyo valor influye también la elevada pendiente).

Variation in percentage bare soil. A: comparing each case with its control, in relation to grazing “degree of influence” (years and intensity).

B: considering relative variation (control sites with ordinates = 0).

(Lerga not represented, due to steep gradient influencing values).



El aumento de suelo desnudo por efecto del ganado viene compensado por una disminución de la contribución específica correspondiente al estrato herbáceo y, dentro de él, de las gramíneas (Tabla 1). En el caso de la disminución de gramíneas, existe correlación con la intensidad del pastoreo (Figura 5). Con respecto a la contribución específica de las especies principales del pasto, destaca el descenso significativo de *Helictotrichon cantabricum*, una gramínea basta y sofocante del pasto fino, en las localidades de orientación más septentrional (Tabla 1), donde inicialmente aparece con un 66% y pasa, después de 8-11 años de pastoreo, a tan sólo 9-10%. En las áreas más meridionales, con sólo 19% de contribución específica inicial de esta especie, se aprecia un ligero descenso no significativo a 10-16%. Se aprecia correlación entre “intensidad” de pastoreo y disminución de *Helictotrichon cantabricum* (Figura 6).

FIGURA 5

Variación del porcentaje de contribución (Cs) de gramíneas.

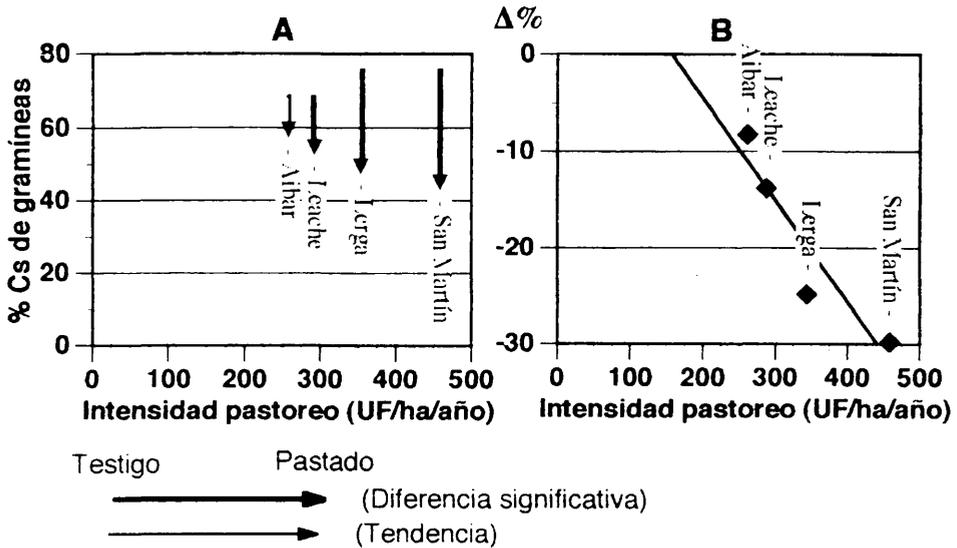
A: comparando cada caso con su testigo, en función de la “intensidad” del pastoreo (UF/ha/año);

B: considerando la variación relativa (testigos con ordenadas = 0).

Variation in percentage grasses contribution (Cs).

A: comparing each case with its control, in relation to the “intensity” of grazing (FU/ha/year);

B: considering relative variation (control sites with ordinates = 0).



La disminución de *H. cantabricum* en las zonas más septentrionales se compensa con aumentos significativos o a nivel de “tendencia” de *Bromus erectus* (que pasa de 1% en los testigos a 15-18% en las zonas con ganado), de *Festuca rubra* s.l. (que pasa del 2% a 7-22%) y de “otras herbáceas” (del 7% al 12-22%); véase Tabla 1 y Figura 7. Las diferencias observadas en *Brachypodium rupestre* y *Carex flacca* no son reseñables. El comportamiento de *F. rubra* s.l. en los pastos estudiados es diverso (Figura 7.B); en las áreas más meridionales, donde inicialmente abunda más, 23% de contribución específica, ésta “tiende” a descender después del pastoreo hasta 12-16%; por el contrario, y como se ha visto, en las áreas donde inicialmente sólo tiene un 2% de contribución específica, ésta pasa a 7-22%.

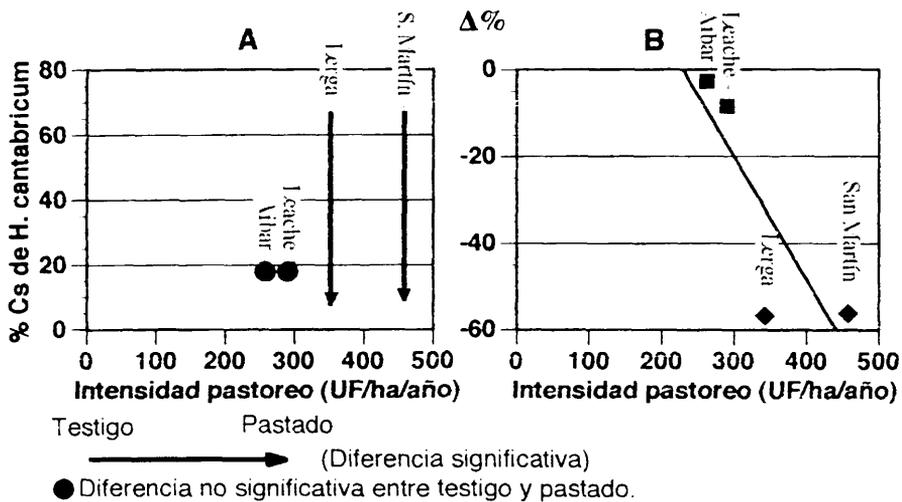
FIGURA 6

Variación del porcentaje de contribución específica de *Helictotrichon cantabricum*. A: comparando cada caso con su testigo, en función de la "intensidad" del pastoreo (UF/ha/año); B: considerando la variación relativa (testigos con ordenadas=0).

◆: diferencia significativa; n: diferencia no significativa

Variation in percentage specific contribution (Cs) of *Helictotrichon cantabricum*. A: comparing each case with its control, in relation to the "intensity" of grazing (FU/ha/year); B: considering relative variation (control sites with ordinates=0).

◆: significant difference; n: insignificant difference



En la Figura 8 quedan expresadas las variaciones estacionales (primavera 1992 a otoño 1993) del suelo desnudo, en las zonas testigo y pastadas, de las cuatro localidades estudiadas. Por otro lado, tal como puede verse en el ejemplo de la Figura 9 (San Martín de Unx), si se compara la evolución estacional del suelo desnudo en las zonas pastadas por diferencia con las zonas testigo (Figura 9 B), y se mide la intensidad estacional del pastoreo por la diferencia en altura de la hierba entre testigo y las zonas pastadas (Figura 9 D), se aprecia que la mayor denudación del suelo corresponde a las épocas con mayor presión ganadera y, por el contrario, cuando cesa dicha presión, el suelo tiende a recubrirse de vegetación. En el ejemplo de la Figura 10 (Lerga), se observa que las especies fundamentales del pasto apenas presentan variaciones en su contribución específica a lo largo de las estaciones. Sin embargo, el grupo de "otras herbáceas" aumenta su contribución en las épocas en que, por cese de pastoreo, disminuye el porcentaje de suelo desnudo (primavera-verano de 1993 en la Figura 10).

FIGURA 7

Variación del porcentaje de contribución específica de *Bromus erectus* (A), *Festuca rubra* s.l. (B) y "otras" herbáceas (C), comparando cada caso con su testigo, en función de la "intensidad" del pastoreo (UF/ha/año)

Variation in percentage specific contribution (Cs) of *Bromus erectus* (A), *Festuca rubra* s.l. (B) y "otras" herbáceas (C), comparing each case with its control, in relation to the "intensity" of grazing (FU/ha/year)

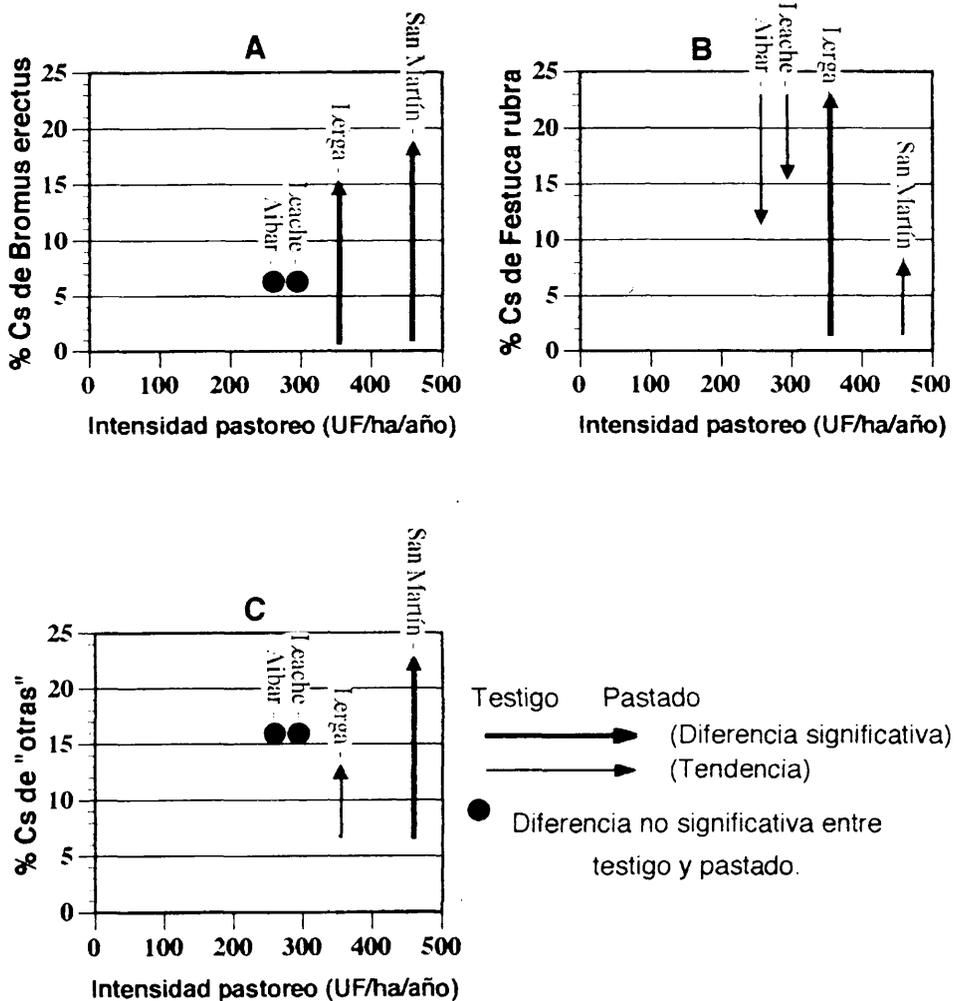
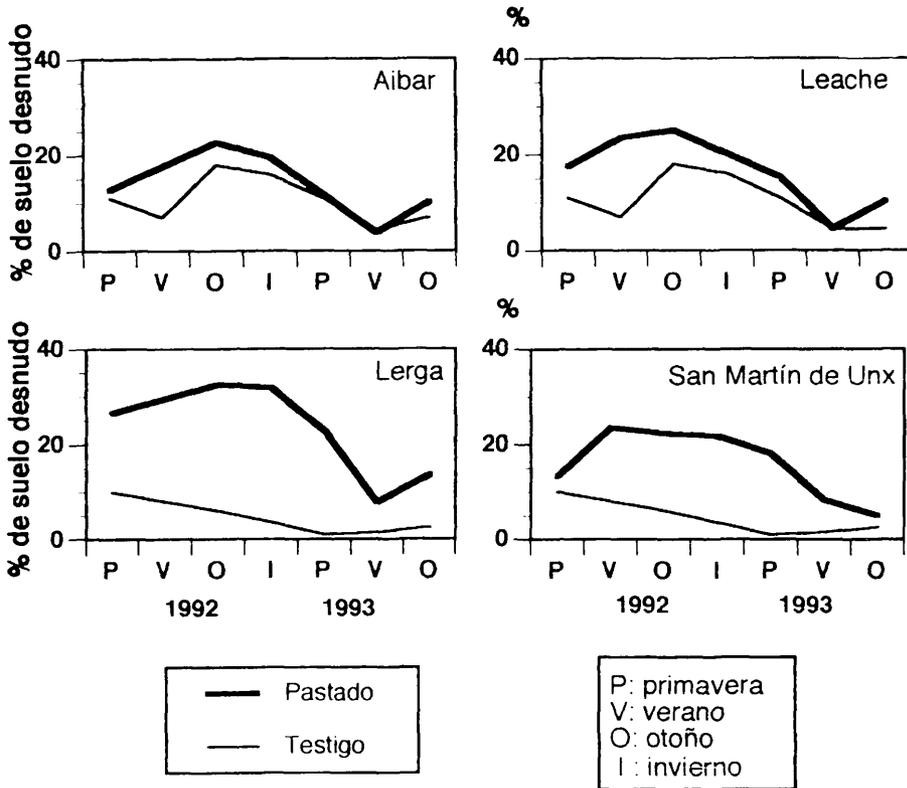


FIGURA 8

Evolución estacional (1992-1993) del porcentaje de suelo desnudo, en las áreas pastadas y testigo de las cuatro localidades
Seasonal variation (1992-1993) in percentage bare soil in grazed and control areas of the four sites



La riqueza específica crece en las cuatro localidades estudiadas, si bien sólo se hace significativa en las dos pastadas más intensamente (Tabla 1). La Tabla 3 refleja las especies que han sido censadas exclusivamente en las zonas pastadas y no lo fueron en las áreas testigo. La diversidad aumenta en las cuatro localidades, si bien, al igual que ocurre con la riqueza específica, sólo se hace significativa en las dos pastadas con más intensidad, que son también las inicialmente más homogéneas (Tabla 1). Puede establecerse correlación positiva entre riqueza específica y también diversidad, con la "intensidad" del pastoreo (Figura 11).

TABLA 3

Frecuencias absolutas de las especies herbáceas en los muestreos de las zonas testigo -T- (n=6) y pastadas -P- (n=25)
Absolute frequencies of herbaceous species in control -T- (n=6) and grazed -P- (n=25) areas.

Especies exclusivas de áreas pastadas	T	P	Especies exclusivas de áreas testigo	T	P
<i>Lathyrus filiformis</i>	0	7	<i>Prunella vulgaris</i>	1	0
<i>Asphodelus ramosus</i>	0	6	<i>Trifolium ochroleucon</i>	1	0
<i>Thymelaea ruizii</i>	0	6			
<i>Vicia cracca</i>	0	6	Especies comunes		
<i>Galium pinetorum</i>	0	5	<i>Brachypodium rupestre</i>	6	25
<i>Leucanthemum pallens</i>	0	5	<i>Festuca rubra</i> s.l.	5	25
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0	5	<i>Bromus erectus</i> subsp. <i>erectus</i>	3	25
<i>Inula salicina</i>	0	4	<i>Carex flacca</i>	4	24
<i>Teucrium pyrenaicum</i> subsp. <i>guarensis</i>	0	4	<i>Helictotrichon cantabricum</i>	6	23
<i>Crocus nevadensis</i> subsp. <i>marcetii</i>	0	3	<i>Carex halleriana</i>	3	21
<i>Euphorbia nevadensis</i> subsp. <i>aragonensis</i>	0	3	<i>Bupleurum rigidum</i> subsp. <i>rigidum</i>	1	18
<i>Hypochoeris maculata</i>	0	3	<i>Thalictrum tuberosum</i>	1	16
<i>Knautia arvensis</i>	0	3	<i>Brachypodium retusum</i>	3	15
<i>Scorzonera hispanica</i> var. <i>crispata</i>	0	3	<i>Avenula bromoides</i> subsp. <i>bromoides</i>	1	15
<i>Catananche caerulea</i>	0	2	<i>Viola</i> sp.	3	14
<i>Geum sylvaticum</i>	0	2	<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	3	13
<i>Hippocrepis comosa</i>	0	2	<i>Iris graminea</i>	3	13
<i>Hypochoeris radicata</i>	0	2	<i>Rubia peregrina</i>	3	11
<i>Origanum vulgare</i>	0	2	<i>Serratula tinctoria</i>	2	11
<i>Potentilla montana</i>	0	2	<i>Tanacetum corymbosum</i>	1	8
<i>Stachys recta</i> subsp. <i>recta</i>	0	2	<i>Centaurea montana</i>	1	5
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	1	<i>Cephalaria leucantha</i>	1	5
<i>Buglossoides purpureoaeerulea</i>	0	1	<i>Primula veris</i> subsp. <i>columnae</i>	1	5
<i>Carduncellus mitissimus</i>	0	1	<i>Hepatica nobilis</i>	2	4
<i>Cirsium</i> sp.	0	1	<i>Ornithogalum narbonense</i>	2	4
<i>Cirsium tuberosum</i>	0	1	<i>Melittis melissophyllum</i> subsp. <i>melissophyllum</i>	1	4
<i>Euphorbia flavicomma</i>	0	1	<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	4
<i>Euphorbia minuta</i>	0	1	<i>Laserpitium nestleri</i>	3	3
<i>Filipendula vulgaris</i>	0	1	<i>Adonis vernalis</i>	2	3
<i>Galium lucidum</i>	0	1	<i>Lathyrus latifolius</i>	2	3
<i>Hieracium pilosella</i> s.l.	0	1	<i>Geranium sanguineum</i>	1	3
<i>Linum narbonense</i>	0	1	<i>Rosa</i> sp.	1	3
<i>Melampyrum cristatum</i>	0	1	<i>Seseli montanum</i> subsp. <i>montanum</i>	1	3
<i>Plantago media</i>	0	1	<i>Hedera helix</i>	2	2
<i>Prunella grandiflora</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	0	1	<i>Dactylis glomerata</i>	1	2
<i>Ranunculus gramineus</i>	0	1	<i>Lathyrus niger</i> subsp. <i>niger</i>	1	1
<i>Serratula nudicaulis</i>	0	1			
<i>Stachys officinalis</i>	0	1	Número total de especies	34	71
<i>Tamus communis</i>	0	1	Número de especies exclusivas	2	39

FIGURA 9

Ejemplo de San Martín de Unx.

Evolución estacional (1992-1993) del porcentaje de suelo desnudo (A) y de la altura de la hierba (C) y diferencias entre el área pastada y testigo (B y D respectivamente). La figura D indica la intensidad del pastoreo.

Case of San Martín de Unx.

Seasonal evolution (1992-1993) of percentage bare soil (A) and of herbage height (C) and differences between grazed and control sites (B and D respectively). Figure D represents an indication of grazing intensity.

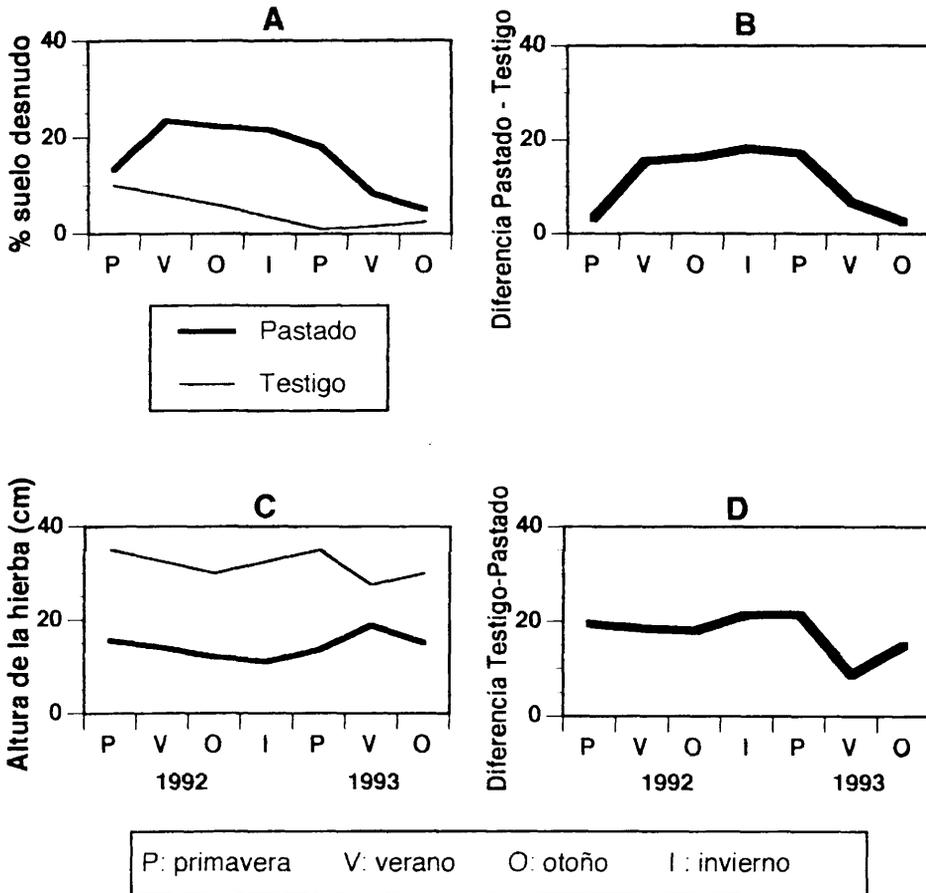
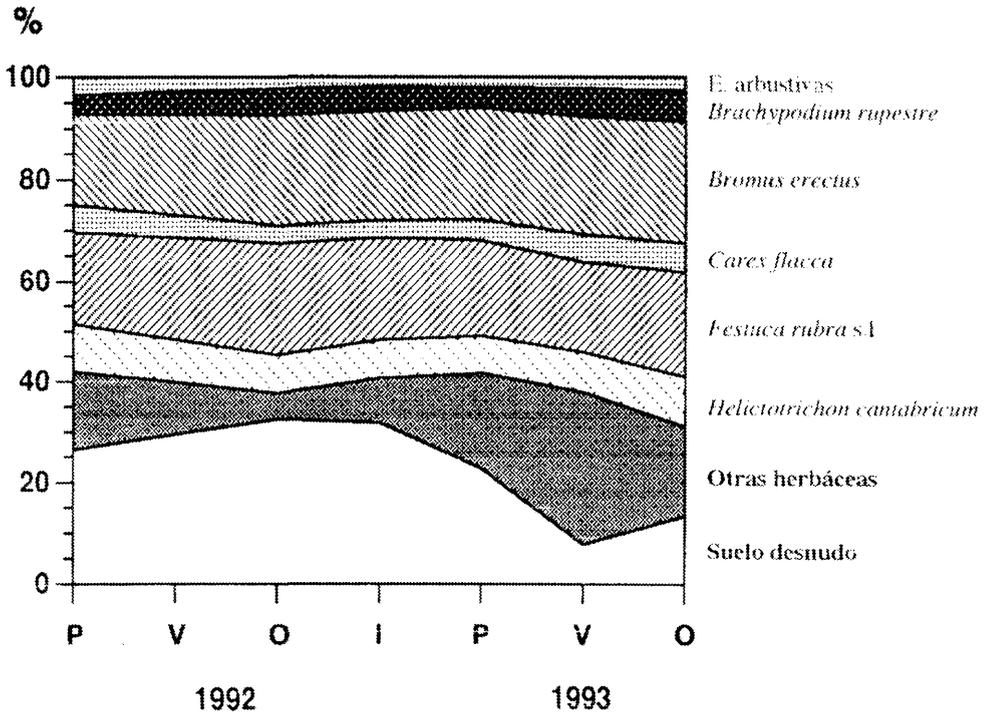


FIGURA 10

Ejemplo de evolución estacional (1992-1993) del porcentaje de contribución (Cs) de las especies en la zona pastada de Lerga
Seasonal evolution (1992-1993) of percentage contribution (Cs) of the species in grazed area of Lerga



P: primavera V: verano O: otoño I: invierno

FIGURA 11

Variación del número de especies y del índice de Shannon. A: comparando cada caso con su testigo, en función de la "intensidad" del pastoreo (UF/ha/año);

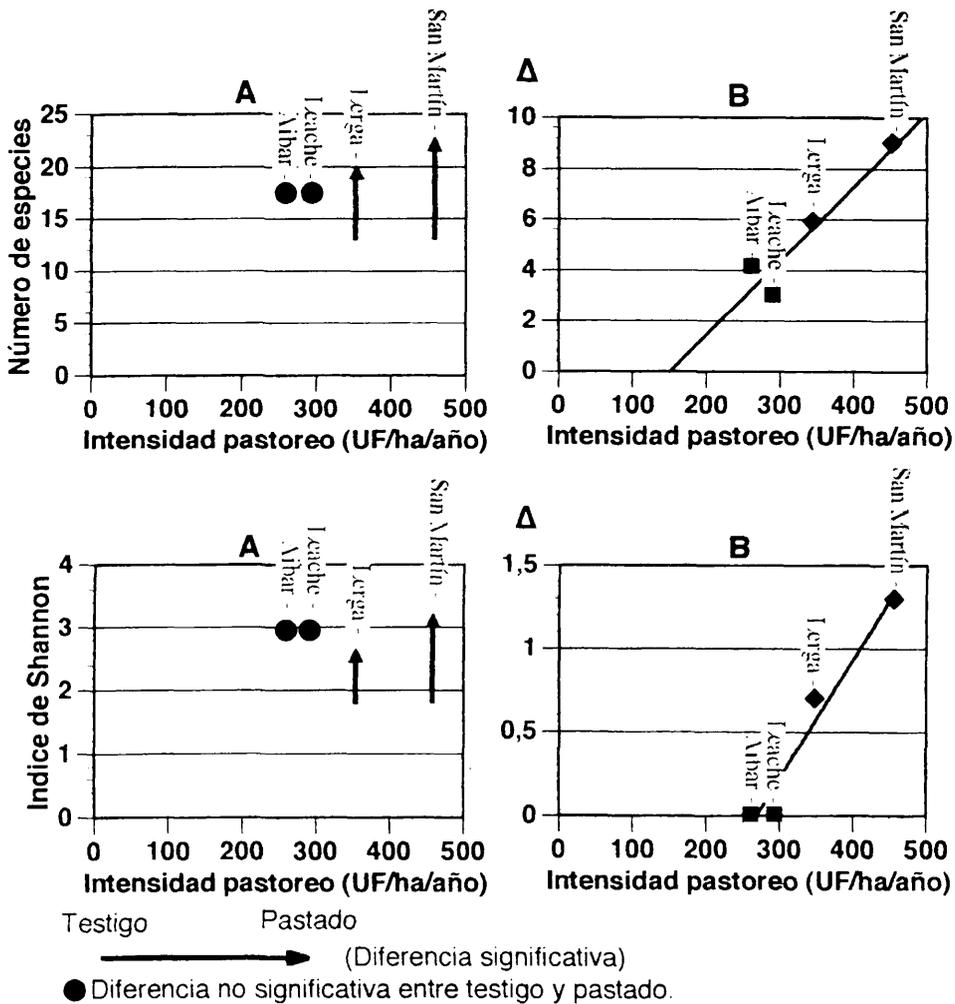
B: considerando la variación relativa (testigos con ordenadas=0).

◆: diferencia significativa; n: diferencia no significativa

Variation in species number and Shannon index. A: comparing each case with control, in relation to the "intensity" of grazing (FU/ha/year);

B: considering relative variation (control sites with ordinates=0).

◆: significant difference; n: insignificant difference



En cuanto al valor pastoral (VP), se observa que aumenta significativamente en todas las localidades (Tabla 1) y además se correlaciona también con la “intensidad” del pastoreo (Figura 12).

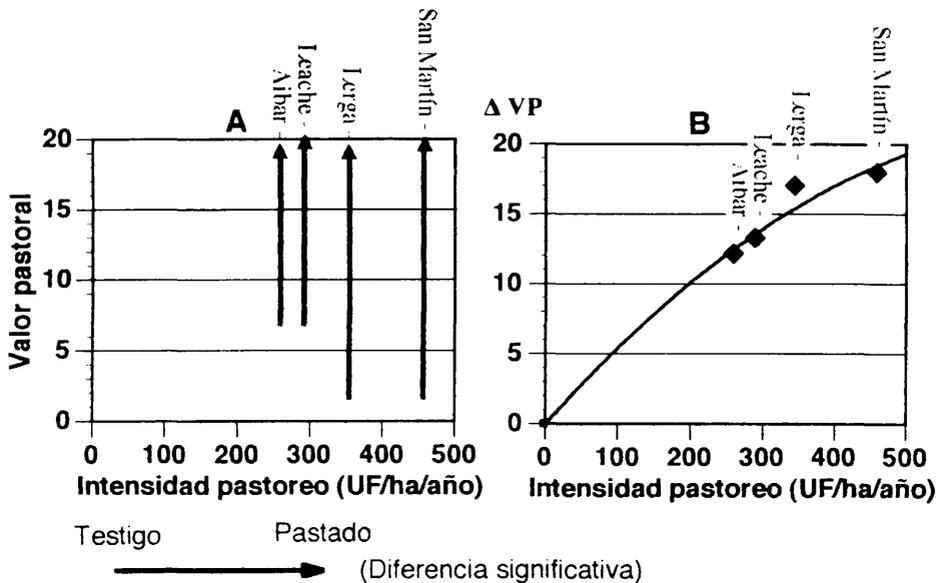
FIGURA 12

Variación del valor pastoral (VP). A: comparando cada caso con su testigo, en función de la “intensidad” del pastoreo (UF/ha/año);

B: considerando la variación relativa (testigos con ordenadas=0).

Variation in grazing value (VP). A: comparing each case with control, in relation to the “intensity” of grazing (FU/ha/year);

B: considering relative variation (control sites with ordinates=0).



La Tabla 4 refleja los valores medios de “rebrotos/100 m²”, altura de los mismos, “número de roturas (de chirpiales y brinzales)/100 m²” y diámetro de las mismas, de las principales especies de macrofanerófitos, tanto en las áreas testigo como en las pastadas. En su conjunto, se observa que en las áreas pastadas se produce una reducción de rebrotos: desde 31 hasta 11-13 en las localidades de Aibar y Leache y desde 18 hasta 10 en las de Lerga y San Martín de Unx. En cuanto al número de roturas, éste aumenta desde 0-3 en las áreas testigo hasta 2-10 en las pastadas, afectando siempre a tallos con

un diámetro inferior a 4 cm. Aunque tanto la reducción de rebrotes como el aumento de roturas pueden atribuirse en principio a la acción del ganado, con nuestros datos no puede establecerse una relación clara de dichas variaciones, ni con la intensidad del pastoreo, ni con el tipo de ganado.

TABLA 4

Valores medios de número y altura de los rebrotes y de número y diámetro de las roturas para las principales especies de macrofanerófitos, en las zonas testigo -T- y pastadas -P- (en superficies de 100 m²)

Average values of shoots (number and height) and broken shoots (number and diameter) of main macrophanerophytes, in control -T- and grazed -P- sites (Plot size =100 m²)

	Aibar		Leache		Lerga		S.Martín	
	T	P	T	P	T	P	T	P
Número de muestreos	1	4	1	2	1	3	1	3
<i>Quercus faginea:</i>								
Nº rebrotes/100 m ²	2	8	2	6	18	7	18	10
Altura rebrotes (m)	0,1	0,6	0,1	0,6	1,1	1,1	1,1	1,0
Nº roturas/100 m ²	0	3	0	1	3	10	3	8
Ø roturas (cm)	-	1,6	-	3,1	3,1	2,3	3,1	3,7
<i>Acer spp.:</i>								
Nº rebrotes/100 m ²	3	2	3	2	0	3	0	0
Altura rebrotes (m)	0,1	0,4	0,1	1,4	-	0,6	-	-
Nº roturas/100 m ²	0	0	0	1	0	0	0	0
Ø roturas (cm)	-	-	-	2,4	-	-	-	-
<i>Sorbus spp.:</i>								
Nº rebrotes/100 m ²	26	1	26	6	0	0	0	0
Altura rebrotes (m)	0,3	0,2	0,3	0,2	-	-	-	-
Nº roturas/100 m ²	0	0	0	0	0	0	0	0
Ø roturas (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-
Totales:								
Nº rebrotes/100 m ²	31	11	31	13	18	10	18	10
Altura rebrotes (m)	0,2	0,6	0,2	0,6	1,1	0,9	1,1	1
Nº roturas/100 m ²	0	3	0	2	3	10	3	8
Ø roturas (cm)	-	1,7	-	1,7	3,1	2,3	3,1	3,7

DISCUSIÓN

El aumento de suelo desnudo por efecto del pisoteo y defoliación de los animales (Tabla 1 y Figura 4) es un hecho comprobado y referido en numerosos trabajos (Grubb, 1977; Selva *et al.*, 1995; Bullock y Pakeman, 1996; Lenzi-Grillini *et al.*, 1996; Manseau *et al.*, 1996; Watt *et al.*, 1996). A modo de ejemplo, en bosques boreales canadienses pastados por caribú el aumento de suelo desnudo va desde 3% en las zonas testigo hasta 12-35% en las pastadas (Manseau *et al.*, 1996); en brezales de las tierras bajas de Inglaterra el aumento va desde un 2% hasta el 16-36% según sea la intensidad del pastoreo (Bullock y Pakeman, 1996). Las cifras encontradas en la bibliografía coinciden sensiblemente con las nuestras. Cabe precisar, sin embargo, que un suelo denudado por el pisoteo del ganado no tiene porqué dar lugar a fenómenos erosivos, aunque sí puede tener otros efectos sobre la microtopografía u otras características edáficas (Manseau *et al.*, 1996). Por el contrario, estos “huecos” producidos por el ganado en la cobertera vegetal juegan, como se verá más adelante, un importante papel en la evolución de la composición botánica del pasto.

Como se ha dicho, el aumento de suelo desnudo por efecto del ganado viene compensado por una disminución de la contribución específica del estrato herbáceo; estos mismos efectos se citan por Msika y Etienne (1989) en bosques de *Quercus pubescens*. Dentro del estrato herbáceo disminuye, a su vez, la cobertura de las gramíneas (Figura 5), hecho éste ya demostrado por Naveh y Whittaker (1980); el efecto depresivo del pastoreo afecta principalmente a las gramíneas perennes (Allen *et al.*, 1995; Rosentock, 1996).

El claro descenso detectado en la contribución específica de la especie más abundante de estos pastos, el *H. cantabricum*, por efecto del pastoreo (Figura 6), responde a los modelos establecidos por Grubb (1977) y Hulme (1996), según los cuales la perturbación producida por el ganado afecta diferencialmente a las especies más competitivas y por lo tanto dominantes. Descensos de contribución específica similares a los encontrados por nosotros para *H. cantabricum*, han sido descritos por Bobbink *et al.* (1987) en pastos calcáreos dominados por *Brachypodium pinnatum* y por Grant *et al.* (1996) en pastos húmedos con dominancia de *Molinia caerulea*.

Con respecto al aumento de la contribución específica de *Bromus erectus*, *Festuca rubra* s.l. y “otras herbáceas” (Figura 7) pueden invocarse muchas hipótesis basadas en la estrategia de regeneración y establecimiento de las plantas. Según Grime (1979), en medios alterados (pastados), tienen más oportunidades las especies con un ciclo vital corto, alta tasa de crecimiento, y que producen mucha semilla pequeña. Otros auto-

res, en ambiente distinto, destacan más las posibilidades de la reproducción vegetativa (Eriksson, 1989) con muchos vástagos pequeños en poco tiempo (Southwood, 1988). Por su parte, Hulme (1996) da gran importancia para el establecimiento de unas u otras especies, a la presencia de los animales granívoros (pájaros, insectos, etc.) y a la resistencia de sus plántulas a la predación por herbívoros (roedores, moluscos, etc.). Tampoco pueden obviarse otros factores concomitantes tales como son la entrada de luz tras el consumo de la especie dominante, la humedad y temperatura del medio, y también la heterogeneidad en la distribución por el ganado de sus excretas (Grant *et al.*, 1996). Finalmente, puede destacarse que el suelo desnudo creado por el pisoteo del ganado se comporta como un “nicho de regeneración” muy apropiado (Grubb, 1977); sobre este último aspecto se insistirá más adelante.

En nuestro caso, resulta evidente que cuando el pasto es muy homogéneo, por dominancia absoluta de una especie (*H. cantabricum* en las zonas más septentrionales), el ganado da lugar a una abundancia-dominancia compartida entre varias especies, lo que repercutirá sobre la biodiversidad.

Con respecto a la diferente conducta de *F. rubra* s.l. frente al pastoreo encontrada en nuestro trabajo (Figura 7B), puede constatarse que en la bibliografía también se registran notables divergencias, lo cual, por otra parte, es lógico pues esta especie responde a un complejo de microespecies y ecotipos. Según los trabajos de Lambert y Senn (1984), Kiehl *et al.* (1996) y Watt *et al.* (1996), la presencia de ganado estimula la contribución de esta especie. Por el contrario, en los experimentos de Smith y Rushton (1994), *F. rubra* s.l. abunda más en las áreas no pastadas. Grime (1979) y Grime *et al.* (1988) destacan las variadas estrategias de esta especie: regeneración vegetativa en los hábitats poco alterados, tolerante a unos niveles moderados de estrés y alteración, planta ruderal con crecimiento precoz en primavera (favorecida por el pastoreo primaveral), etc. Según Allen *et al.* (1995), las fluctuaciones interanuales de humedad pueden ser mucho más decisivas en el aumento de cobertura de *F. rubra* s.l. que las fluctuaciones por la presión de pastoreo; en nuestro caso, en efecto, *F. rubra* s.l. sólo incrementa su contribución específica en las zonas con exposición más septentrional y por lo tanto más húmedas.

Queda patente que también las zonas testigo tienen variaciones estacionales en el porcentaje de suelo desnudo, y éstas presentan algún paralelismo con las áreas pastadas (Figura 8). Parece inferirse que los aspectos climáticos y fenológicos intervienen en dichas fluctuaciones y, en las zonas pastadas, son concomitantes con los efectos del pastoreo.

Como se ha dicho, con el cese temporal de la presión ganadera el suelo desnudo tiende a recolonizarse con vegetación (Figura 9) y ello, fundamentalmente a expensas

del grupo de "otras herbáceas" (Figura 10). Este proceso está suficientemente contrastado en la bibliografía. En efecto, el aclareo producido por el ganado da lugar a huecos o "micrositios" que se comportan como "nichos de regeneración" (Grubb, 1977), colonizados por semillas según "modelos de azar" (Watt y Gibson, 1988; Bullock *et al.*, 1994) o donde el banco de semillas del suelo se beneficia de la luz y del espacio (Hulme, 1996). Las especies que se instalan finalmente en estos "micrositios" pueden ser aquéllas que por su baja capacidad competitiva no tienen opción ante las gramíneas dominantes de las áreas no alteradas (Bullock y Pakeman, 1996), y en concreto algunas dicotiledóneas (Watt *et al.*, 1996); las condiciones climáticas contribuyen evidentemente al establecimiento de estas "otras herbáceas" (Smith y Rushton, 1994). Finalmente, las plantas adultas resultantes podrán competir si tienen longevidad y alta fecundidad (Watt y Gibson, 1988). Todo ello se traduce en que, por efecto del pastoreo, se incrementa el número de especies (la riqueza específica) en el pasto, tal como se comprueba en la Tablas 1 y 3 y en la Figura 11. El aumento de la riqueza específica por efecto del pastoreo es reconocido ampliamente y, por citar sólo algunos trabajos recientes, nos referiremos a los de Bobbink *et al.* (1987), Smith y Rushton (1994), Smith *et al.* (1996) y Bullock y Pakeman (1996).

El reparto de la dominancia entre varias especies, a costa de la pérdida de contribución de *H. cantabricum*, así como el incremento de la riqueza específica, todo ello provocado por acción del pastoreo, da lugar lógicamente al aumento de la diversidad vegetal (Tabla 1 y Figura 11). Se conoce desde hace tiempo que, a niveles moderados de perturbación o de pastoreo, se produce un aumento de la diversidad y que, a partir de una determinada presión pastoral, aquélla vuelve a descender por ser muy pocas las especies capaces de soportar una defoliación continuada, beneficiándose además las que mejor valorizan los nutrientes reciclados por las deyecciones (Connell, 1978; Naveh y Wittaker, 1980; Bakker *et al.*, 1981; Lepart y Escarré, 1983; Collins, 1987). En España han obtenido los mismos resultados, en pastos mediterráneos, Marañón (1991), Montalvo (1993) y Montalvo *et al.* (1993). En el ámbito mundial pueden citarse los trabajos recientes de Hartnett *et al.* (1996), Hulme (1996), Grant *et al.* (1996) y Lenzi-Grillini *et al.* (1996). En el caso de los pastos estudiados en este trabajo parece que aún no ha sido alcanzado el umbral a partir del cual descendería la diversidad, ya que son precisamente las zonas con mayor "intensidad" de pastoreo las que presentan el incremento mayor en aquella variable.

El aumento del valor pastoral (VP), correlacionado positivamente con la "intensidad" del pastoreo (Tabla 1 y Figura 12), parece indicar que el ganado, al producir cambios de orden cuantitativo y cualitativo en la vegetación, va "creando" poco a poco un

pasto de mejor calidad, lo que a su vez iría permitiendo cargas sucesivamente mayores. Las relaciones entre el VP y el "valor de uso" de la vegetación son bien conocidas y es un hecho constatado que un aumento de carga ganadera provoca, hasta ciertos límites, un aumento proporcional de VP. En nuestro trabajo, la curva que relaciona ambos parámetros (la carga está representada por la "intensidad" del pastoreo), responde a un modelo no lineal (Figura 12B), semejante al clásico de los rendimientos decrecientes, tal como refleja Loiseau (1988). Tanto este modelo no lineal, como el lineal de Daget y Poissonet (1972) permiten estimar que los pastos estudiados podrían, al menos, duplicar la carga ganadera actual.

Finalmente cabe destacar el hecho de que, entre las tres variables utilizadas en este trabajo para determinar la presión ganadera, es la llamada "intensidad de pastoreo" (expresada en UF/ha/año recolectadas por el ganado), la que mejor permite el ajuste de curvas con respecto a las otras variables estudiadas (contribución específica de gramíneas y de las especies principales, riqueza específica, diversidad y valor pastoral). Tan sólo en el caso de la denudación del suelo parece intervenir también el "número de años de pastoreo" que, junto con la "intensidad", definen lo que hemos denominado "grado de influencia del pastoreo". Puede intuirse que el número de años de pastoreo (entre 7 y 12) en las zonas estudiadas es relativamente corto para constituir una variable determinante.

En nuestro trabajo no se han podido establecer diferencias cuantificables que puedan atribuirse con claridad al tipo de ganado (vacuno, equino), o a la duración de la época de pastoreo (todo el año o sólo de noviembre a mayo).

En cuanto a los posibles efectos del pastoreo sobre la regeneración del bosque, podrían hacerse las siguientes consideraciones. En primer lugar, parece claro que el descenso de rebrotes y el aumento de roturas de macrofanerófitos del estrato arbustivo (Tabla 4) se debe al efecto combinado del pisoteo y ramoneo. Sin embargo debe destacarse que se trata, en las cuatro localidades, de un bosque joven, de 30-40 años, procedente de un cese de actividades de aprovechamiento "a monte bajo" (para leña). El número de 2500 pies/ha indica que, sin resalveo (corta y aclareo), este bosque se encuentra "estancado", ya que las masas no se regeneran vegetativamente, ni tampoco por vía sexual porque la fuerte competencia entre pies limita sus posibilidades de floración y fructificación (Serrada, 1991, citado por San Miguel *et al.*, 1996). En estas circunstancias, la acción del ganado puede considerarse como irrelevante a los efectos de la regeneración de estos bosques. Si en un futuro estas áreas se aclaran hasta densidades de 1200-1300 pies/ha, un buen control del rebrote se conseguiría, según Montero y Montoto (1985), precisamente con un pastoreo intenso de las zonas resalveadas du-

rante dos o tres años seguidos. Por su parte, el ganado se vería así mismo beneficiado ya que, como observan Zulueta y Montero (1982), las zonas sometidas a clareos presentan mayor producción y peso de bellotas, a lo que se une también la mayor producción de hierba (Hubert *et al.*, 1982). La necesidad de establecer turnos de regeneración del bosque y posibles exclusiones temporales de pastoreo, no se presentarían hasta pasadas bastantes decenas de años (San Miguel, com. pers.).

CONCLUSIÓN

Del trabajo realizado parece deducirse que por acción del ganado, los pastos arbolados de *Quercus faginea* estudiados, y al menos con la presión ganadera actual, no sólo no sufren perjuicio sino que resultan beneficiados: el pastoreo abre la vegetación, controla el acúmulo de biomasa muerta, promueve el crecimiento de diversas especies, algunas de pequeña talla que no tendrían opción de vivir en una vegetación densa, aumenta la riqueza específica, junto con la diversidad, y mejora el valor pastoral, permitiendo una carga ganadera en aumento progresivo. La acción del ganado resulta irrelevante a los efectos de la regeneración de estos bosques, ya que se encuentran "estancados" por la elevada densidad de árboles (2500 pies/ha), lo que implicaría un necesario aclareo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, R.B.; WILSON, J.B.; MASON, C.R., 1995. Vegetation change following exclusion of grazing animals in depleted grassland, Central Otago, New Zealand. *Journal of Vegetation Science*, **6**, 615-626.
- BAKKER, J.P.; DEKKER, M.; DE VRIES, Y., 1981. The effect of different management practices on a grassland community and the resulting fate of seeding. *Acta Botanica Neerlandica*, **29**, 469-482.
- BARTHOLOMEW, B., 1970. Bare zone between California shrub and grassland communities: the role of animals. *Science*, **170**, 1210-1212.
- BOBBINK, R.; DURING, H. J.; SCHREURS, J.; WILLEMS, J.; ZIELMAN, R., 1987. Effects of selective clipping and mowing time on species diversity in chalk grassland. *Folia Geobot. Phytotax.*, **22**, 363-376.
- BOZA, J.; GONZÁLEZ, J.L., 1995. La ganadería extensiva en los espacios agroforestales mediterráneos. *Fronteras de la Ciencia y la Tecnología*, **8**, 45-47.
- BULLOCK, J.M.; CLEAR HILL, B.; DALE, M.P.; SILVERTOWN, J., 1994. An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species-poor grassland on the role of seedling recruitment in gaps. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 493-507.
- BULLOCK, J.M.; PAKEMAN, R.J., 1996. Grazing of lowland heath in England: management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation*, **79**, 1-13.
- CAUGHLEY, G., 1982. Vegetation and the dynamics of modelled grazing systems. *Oecologia*, **54**, 309-312.

- COLLINS, S.L., 1987. Interaction of disturbances in a tallgrass prairie: a field experiment. *Ecology*, **68**, 1243-1250.
- CONNELL, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, **199**, 1302-1310.
- COUGHENOUR, M.B., 1991. Spatial components of plant-herbivore interactions in pastoral, ranching, and native ungulate ecosystems. *Journal of Range Management*, **44**, 530-542.
- DAGET, Ph.; POISSONET, J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. *Annales d'Agronomie*, **22**, 5-41.
- DAGET, Ph.; POISSONET, J., 1972. Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages*, **49**, 31-39.
- DUTOIT, T.; ALARD, D.; LAMBERT, J.; FRILEUX, P.N., 1995. Biodiversité et valeur agronomique des peuloues calcicoles: effets du pâturage ovin. *Fourrages*, **142**, 145-158.
- ERIKSON, O., 1989. Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos*, **55**, 231238.
- FERRER, V., 1997. *Efectos del pastoreo en ecosistemas arbolados y arbustivos de la Navarra Media, sobre la vegetación, la flora y el suelo*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 452 pp.
- FROST, P.G.H.; ROBERTSON, F., 1987. The ecological effects of fire in savannas. En: *Determinants of tropical savannas*, 93-141. Ed. B. H. WALKER. Int. Union Biol. Sci. Paris (Francia).
- GRANT, S.A.; TORVELL, L.; COMMON, T.G.; SIM, E.M.; SMALL, J.L., 1996. Controlled grazing studies on *Molinia* grassland: effects of different seasonal patterns and levels of defoliation on *Molinia* growth and responses of swards to controlled grazing by cattle. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1267-1280.
- GREEN, B.H., 1990. Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in British grasslands: a review of historical change and assesment of future prospects. *Grass and Forage Science*, **45**, 365-372.
- GRIME, J. P., 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley, London.
- GRIME, J.P.; HODGESON, J.C.; HUNT, R., 1988. *Comparative Plant Ecology*. Unwin Hyman. Londres.
- GRUBB, P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews*, **52**, 107-145.
- HALLIGAN, J.P., 1973. Bare areas associated with shrub stands in grassland: the case of *Artemisia californica*. *BioScience*, **23**, 429-432.
- HARTNETT, D.C.; HICKMAN, K.R.; WALTER, E.F., 1996. Effects of bison grazing, fire, and topography on floristic diversity in tallgrass prairie. *Journal of Range Management*, **49**, 413-420.
- HOBBS, N.T., 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management*, **60**, 695-713.
- HOBBS, N.T.; SCHIMEL, D.S.; OWENSBY, C.E.; OJIMA, D.J., 1991. Fire and grazing in the tallgrass prairie: contingent effects on nitrogen budgets. *Ecology*, **72**, 1374-1382.
- HUBERT, D.; OVALLE, C.; DAGET Ph., 1982. Influence du couvert des arbres sur la végétation d'une peulou des Causses. *Colloques phytosociologiques*, **XI**, 569-586.
- HULME, P.E., 1996. Herbivory, plant regeneration, and species coexistence. *Journal of Ecology*, **84**, 609-615.
- INRA, 1988. *Alimentation des bovins, ovins y caprins*. INRA, 471 pp. Paris.
- KIEHL, K.; EISCHEID, I.; GETTNER, S.; WALTER, J., 1996. Impact of different sheep grazing intensities on salt marsh vegetation in northern Germany. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 99-106.

- LAATSCH, W.; GROTTENTHALER, W., 1972. Typen der Massenverlagerung in den Alpen und ihre Klassifikation. *Forstw. Cbl.*, **91**, 309-339.
- LAMBERT, B.; SENN, O., 1984. *Rapport sur l'utilisation des parcours par les ovins dans les Préalpes sèches*. ADEO. Gap.
- LENZI-GRILLINI, C.R.; VISKANIC, P.; MAPESA, M., 1996. Effects of 20 years of grazing exclusion in an area of the Queen Elizabeth National Park, Uganda. *African Journal of Ecology*, **34**, 333-341.
- LEPART, J.; ESCARRE, J., 1983. La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. *Bull. Ecoll.*, **14**, 133-178.
- LOISEAU, P., 1988. Signification et limite de l'indice de valeur pastorale pour le diagnostic de la valeur agricole des pâturages en moyenne montagne humide. *Colloques phytosociologiques: XVI Phytosociologie et Pastoralisme*, 411-428. Paris.
- MADANY, M.H.; WEST, N.E., 1983. Livestock grazing-fire regime interactions within montane forests of Zion National Park, Utah. *Ecology*, **64**, 661-667.
- MANSEAU, M.; HUOT, J.; CRETE, M., 1996. Effects of summer grazing by caribou on composition and productivity of vegetation: community and landscape level. *Journal of Ecology*, **84**, 503-513.
- MARAÑÓN, T., 1991. Diversidad en comunidades de pasto mediterráneo: modelos y mecanismos de coexistencia. *Ecología*, **5**, 149-157.
- MC NAUGHTON, S. J., 1989. Interactions of plants of the field layer with large herbivores. *Symp. Zool. Soc.*, **61**, 15-29. Londres.
- MC NAUGHTON, S. J., 1992. The propagation of disturbance in savannas through food webs. *Journal of Vegetation Science*, **3**, 301-314.
- MONTALVO, J., 1993. Estructura y función de los pastizales mediterráneos. *Ecosistemas*, **4**, 53.
- MONTALVO, J.; CASADO, M.A.; LEVASSOR, C.; PINEDA, F.D., 1993. Species diversity patterns in mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **4**, 213-222.
- MONTERO, G.; MONTOTO, J.L., 1985. Aumento de las posibilidades pastorales en montes de quejigo (*Quercus faginea* Lamk.). *An. INIA/Ser. Forestal*, **9**, 105-113.
- MSIKA, B.; ETIENNE, M., 1989. Modifications des facteurs biotiques par la présence d'arbres en région méditerranéenne française: effets sur la production herbagère. *XVI Congrès International des Herbages*, 1619-1620. Nice, France.
- NAVEH, Z.; WHITTAKER, R.H., 1980. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio*, **41**, 171-190.
- PASTOR, J.; HERNÁNDEZ, A.J.; ESTALRICH, E.; URCELAY, A.; GONZÁLEZ, T., 1993. Incidencia fitoedáfica de un uso ganadero en un antiguo agrosistema cerealista. *Pastos*, **23**, 77-87.
- PASTOR, J.; NAIMAN, R.J., 1992. Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. *Am. Nat.*, **139**, 691-705.
- POTT, R.; HÜPPE, J., 1991. *Die Hudelandschaften Nordwest Deutschlands*. Munster, Alemania.
- ROSENSTOCK, S.S., 1996. Shrub-grassland small mammal and vegetation responses to rest from grazing. *Journal of Range Management*, **49**, 199-203.
- SAN MIGUEL, A.; RODRÍGUEZ-VIGAL, C.; SANZ, V., 1996. Ordenación del monte mediterráneo para la caza mayor. *Ecosistemas*, **16**, 7-13.
- SEAGLE, S.W.; MCNAUGHTON, S.J.; RUESS, R.W., 1992. Simulated effects of grazing on soil nitrogen and mineralization in contrasting Serengeti grasslands. *Ecology*, **73**, 1105-1123.

- SELVA, M.; OROZCO, E.; OTAL, J., 1995. Estudio de un pastizal arbolado de encina (*Quercus rotundifolia*) resalvada. *Actas XXXV Reunión Científica de la SEEP*, 289-293. Tenerife, (España).
- SENF, R.L.; COUGHENOUR, M.B.; BAILEY, D.W.; RITTENHOUSE, L.R.; SALA, O.E.; SWIFT, D.M., 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience*, **37**, 789-799.
- SIMIANE, M. de; DAMIANI, C., 1981. Système d'alimentation avec utilisation de pâturages á faible productivité. *Symposium Nutrition et Système d'alimentation de la chèvre*. 488-495. Tours, (Francia).
- SMITH, R.S.; BUCKINGHAM, H.; BULLARD, M.J.; SHIEL, R.S.; YOUNGER, A., 1996. The conservation management of mesotrophic (meadow) grassland in northern England. 1. Effects of grazing, cutting date and fertilizer on the vegetation of a traditionally managed sward. *Grass and Forage Science*, **51**, 278-291.
- SMITH, R.S.; RUSHTON, S.P., 1994. The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in northern England. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 13-24.
- SOUTHWOOD, T.R.E., 1988. Tactics, Strategies and Templets. *Oikos*, **52**, 3-18.
- STRONACH, R.H.; MCNAUGHTON, S.J., 1989. Grassland fire dynamics in the Serengeti ecosystem and a potential method for retrospectively estimating fire energy. *Journal of Applied Ecology*, **26**, 1025-1033.
- VAN VIEREN, S.E., 1995. The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, **56** (Suppl.), 11-23.
- WATT, T.A.; GIBSON, C.W.D., 1988. The effects of sheep grazing on seedling establishment and survival in grassland. *Vegetatio*, **78**, 91-98.
- WATT, T.A.; TREWEEK, J.R.; WOOLMER, F.S., 1996. An experimental study of the impact of seasonal sheep grazing on formerly fertilized grassland. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 535-542.
- ZULUETA, J.; MONTERO, G., 1982. Posibilidades de mejora silvopascícola en montes bajos de quejigo (*Quercus faginea* L.). Efecto de los aclaros en la producción de bellota. *An. INIA/Ser. Forestal* **6**, 75-87.

VEGETATION CHANGES FOLLOWING LIVESTOCK GRAZING IN MEDITERRANEAN WOODED GRASSLAND OF NAVARRA (SPAIN)

SUMMARY

The effects of grazing have been examined in four *Quercus faginea* Lam. wooded areas of the mid-Navarra region in NE Spain, with an average density of 2550 stems per ha and a 93 % canopy coverage. The average cover of the shrub layer is 9 %, and that of the herbaceous layer 86 %, the other 5 % corresponded to bare ground. The area under study has been subjected to grazing over the last 7, 8, 11 and 12 years, and the grazing intensity, measured by means of the extraction of the herbaceous biomass, oscillates between 257 and 458 FU/ha/year. It can be shown that soil denudation due to grazing reveals a significant upward trend, ranging from 5 % in the control sites up to 18-

19 % in the most heavily-grazed areas, from which point the process seems to stabilize. The increase in bare ground is at the cost of a significant reduction in the herbaceous stratum contribution, and of the grasses, above all *Helictotrichon cantabricum*. The contribution of *Bromus erectus*, *Festuca rubra* s.l. and “other” herbaceous plants actually increases. The grazing of livestock results in a more heterogeneous pastureland than that which the livestock first encountered. Throughout the year, this process undergoes fluctuations and the areas tend to be colonized by herbaceous species other than those that are typically abundant, a fact which leads eventually to an enhancement in both specific richness and vegetative diversity. Pastoral value clearly increases along with the livestock action.

Key words: Floristic change, species richness, biodiversity, bare soil, pastoral value.