

1

REVISIÓN CIENTÍFICA

LA NOCIÓN DE BIODIVERSIDAD EN LOS ECOSISTEMAS PASCÍCOLAS ESPAÑOLES

C. FERRER, O. BARRANTES Y A. BROCA

Departamento de Agricultura y Economía Agraria. Universidad de Zaragoza

Miguel Servet, 177. E - 50013 Zaragoza (España)

e-mail: ferrerca@posta.unizar.es

RESUMEN

La noción de biodiversidad entre los ecólogos, aunque se remonta al menos a la primera mitad del siglo XX, adquiere carta de naturaleza en 1986 en el Foro Nacional sobre Biodiversidad de Washington. A partir de este momento, a esta variable estrictamente biológica o ecológica se le dan valores de calidad ambiental, culturales, ecológicos, estéticos e incluso espirituales. Por otro lado, en el estudio de los ecosistemas pascícolas, a día de hoy, ya no sólo se tienen en cuenta los aspectos relativos a la producción agroganadera en sentido estricto sino otros objetivos tales como la conservación del paisaje y la protección de la diversidad vegetal y animal, ligada ésta última no sólo a las especies silvestres sino también a la genética de las razas ganaderas autóctonas.

Con relación a los pastos españoles, existe gran cantidad de información sobre biodiversidad, producida especialmente en el ámbito de la SEEP, y que, aunque dispersa en el tiempo, permite elaborar todo un cuerpo de doctrina al respecto. En este artículo se trata de sintetizar y sistematizar dicha información. Aunque el eje del artículo se refiere a los pastos españoles, se ha pretendido también, de forma implícita, desarrollar una teoría sobre diversidad comúnmente aceptada en la actualidad.

Tras unas cuestiones generales sobre el **concepto de biodiversidad**, se aborda el caso concreto de los pastos españoles comenzando por el espectro de biodiversidad a nivel espacial: **diversidad específica** (índices y métodos de medida, superficie de muestreo, valores del índice de Shannon, condiciones ecológicas, peso diferencial de las especies, balance de la biodiversidad, megadiversidad), **otros niveles taxonómicos de diversidad** (nivel genético, táxones supraespecíficos, microorganismos), **diversidad espacial**, **diversidad geográfica** y **diversidad y fitosociología**. Se dedica igualmente un epígrafe especial al caso de los **pastos con arbolado**.

El modelo temporal de la biodiversidad se desarrolla en un capítulo sobre la **sucesión vegetal** y se hace especial referencia a la intervención del pastoreo en los procesos sucesionales, a la sucesión post-abandono de cultivos y a la sucesión post-fuego.

La **intervención antrópica** sobre la diversidad se articula en epígrafes dedicados al **pastoreo** (pastoreo selectivo, pisoteo del ganado, excretas y fertilización, endozoocoria, exozoocoria, intensidad del pastoreo, diversificación ganadera y vías pecuarias como corredores ecológicos), al **desbroce del monte** (mecánico y con fuego) y al caso de los pastos naturales más antropizados, los **prados de siega** (geomorfología del terreno, abonado y producción, calidad de la hierba y momento de siega).

Finaliza el artículo con un epígrafe dedicado a los **espacios naturales protegidos** y a la importancia que tiene conservar en ellos la explotación ganadera con el fin de mantener la biodiversidad.

Se concluye la necesidad de considerar, en adelante, la conservación de la biodiversidad en los pastos, como uno de los paradigmas de la Pascicultura del siglo XXI.

Palabras clave: Diversidad específica, diversidad espacial, diversidad geográfica, fitosociología, sucesión vegetal, pastos con arbolado, pastoreo, debroce, prados de siega, espacios naturales protegidos.

INTRODUCCIÓN

En la *XLI Reunión Científica de la SEEP y I Foro Iberoamericano de Pastos*, celebrados en Alicante (23-27 de abril de 2001), estos mismos autores presentamos la ponencia que representaba a España, con el título de "Pastos y Biodiversidad. Una revisión científica (1960-2000) de la producción bibliográfica de la SEEP". Inmediatamente después, el director de la revista PASTOS, Juan Piñeiro, nos propuso la confección de un artículo de revisión sobre este mismo tema para dicha revista. La aceptación del encargo no resultaba fácil porque, al menos en principio, el artículo podía ser una simple duplicación del trabajo ya presentado y publicado en el volumen "Biodiversidad y Pastos" (Ferrer-Benimeli y Broca, 2001), editado con motivo del citado Congreso.

La insistencia del Sr. Piñeiro, muy generosa sin duda, y el hecho de que estos autores finalizáramos nuestra ponencia diciendo que "el carácter de revisión científica que se ha dado a este artículo (...) nos ha obligado a sacrificar la amenidad y claridad de su lectura", nos animó definitivamente a intentar satisfacer la propuesta del director de PASTOS.

El artículo que ahora presentamos sigue teniendo, como no podía ser de otro modo, el mismo *esqueleto* de nuestra anterior ponencia. No obstante, deseamos destacar algunos objetivos que hemos pretendido ahora, esperemos que con cierto éxito:

Aunque, como el título indica, nos vamos a referir fundamentalmente a los ecosistemas pascícolas españoles, los autores hemos considerado pertinente que el artículo contenga, al menos de forma implícita, aspectos de teoría general sobre biodiversidad, pensando fundamentalmente en aquellos lectores a los que este tema les resulta más o menos lejano a su especialidad.

Con respecto a la ponencia original, los autores hemos pretendido mejorar la claridad de su lectura y la amenidad, dándole una forma más literaria y menos esquemática. Ello nos ha obligado también a reestructurar epígrafes y variar el orden de muchos conceptos que, en la citada ponencia, se sujetaban en gran medida a un orden cronológico.

Se mantienen, sin embargo, todas las citas del trabajo anterior. Probablemente, y en aras de una mayor simplificación, hubiera sido deseable eliminar algunas cuestiones, pero ello nos hubiera creado otro problema quizá mayor en el ámbito de nuestra Sociedad: los autores ahora excluidos podrían sentirse injustamente tratados. Y tendrían razón.

Para la confección de este artículo se han tenido en cuenta los numerosos trabajos que, sobre biodiversidad en pastos españoles, fueron presentados en el Foro y Reunión Científica citados al comienzo de esta Introducción, publicados en el volumen "Biodiversidad en pastos" (CIBIO, 2001).

Al igual que se hizo en la ponencia original, las referencias de *otros autores*, recogidas en el texto por ser citadas en los trabajos referenciados, los reflejaremos en *cursiva* y, en caso de interés para el lector, le sugerimos acudir a las publicaciones originales donde se recogen dichas citas.

CONCEPTO DE BIODIVERSIDAD

Como dice Margalef (1974), la noción de diversidad es antigua porque los naturalistas han reconocido y distinguido siempre comunidades pobres en especies, donde suelen existir unas pocas *especies dominantes*, y comunidades ricas en especies, en las que apenas se puede hablar de especies dominantes.

Una de las misiones centrales de la ecología es, en efecto, la comprensión de los *modelos espaciales y temporales* en las densidades relativas de las especies. Ya en 1962, Preston se refería a estos modelos como la *normalidad y rareza* de las especies, y sus

primeros estudios contribuyeron a la motivación de los ecólogos por cuantificar tales modelos rigurosamente. Los modelos espaciales se concentran principalmente en la teoría de la *competencia por los recursos* y los temporales, en la *teoría de la sucesión* (juventud, persistencia y envejecimiento de comunidades).

Como es sabido, la diversidad es un concepto que tiene su origen en la *teoría de sistemas*, y que podría definirse simplemente como una medida de la *homogeneidad* o *heterogeneidad* de un sistema. Sin embargo, uno de los primeros problemas que aparecen a la hora de *medir* la diversidad es el de la *superficie de muestreo*, muy vinculada inicialmente al concepto de *área mínima*. El área mínima se determina a partir de una curva de tipo asintótico que relaciona el área estudiada (abscisas) y el número de especies (ordenadas), escogiendo convencionalmente un punto según fórmulas propuestas por diversos autores pero que, en general, se ubica en la zona de inflexión, cuando la curva se pone más o menos horizontal. Sin embargo, para Margalef (1974), a nivel espacial es preferible hablar de *espectro de diversidad*, más que de diversidad a secas. La *diversidad α* se refiere a un nivel inferior del tamaño de la muestra. Pero es evidente que, si se va aumentando dicho tamaño, la curva de especies volverá a ascender en secuencias sucesivas (Figura 1), debido al hecho de que pequeñas estructuras (diversidad α) aparecen diferentes unas de otras y combinadas en estructuras mayores (diversidad β o diversidad espacial).

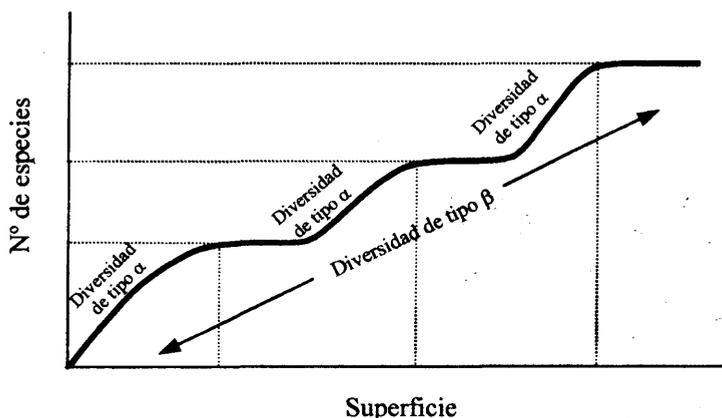


FIGURA 1

Espectro de diversidad vegetal en función de la superficie de muestreo y el número de especies. Nivel inferior: área mínima y diversidad α . Nivel superior: combinación de estructuras y diversidad β .

Plant diversity spectrum in function of the sampling area and the number of species. Lower level: minimum area and α -diversity. Higher level: mixed structures and β -diversity.

En cuanto a los aspectos temporales, cabe recordar ya desde el principio que las medidas instantáneas de diversidad no tienen igual valor pues unas pueden corresponder a estructuras que perduran en el tiempo, mientras que otras corresponden a situaciones más o menos inestables que varían continuamente.

El concepto de diversidad, además del nivel *específico, espacial* y aún *geográfico* (como se verá más adelante) admite otros muchos matices: el *nivel genético*, los *táxones superiores* a especie, el *peso diferencial* de las especies (especies raras, especies estenoicas, rareza geográfica), la *especiación* y la *extinción de especies*, las relaciones de *competencia* y de *cooperación* entre las especies de las comunidades vegetales (fitosociología), la *dinámica* o *sucesión vegetal* (como se ha visto), etc.

La preocupación por la diversidad, motivo de estudio de los ecólogos al menos desde los años treinta del siglo XX, se transformó poco a poco en inquietud social y política, al asociar este parámetro con la estabilidad de los ecosistemas y al constatar, al menos en algunos puntos del planeta, pérdidas brutales de la misma como consecuencia de la actividad humana. Nace entonces el término de *biodiversidad*, que se acuña en 1986 durante el Foro Nacional sobre Biodiversidad de Washington. A partir de este momento al término de biodiversidad, una variable estrictamente biológica o ecológica en principio, se le dan valores de calidad ambiental, culturales, estéticos e incluso espirituales.

En efecto, es un hecho conocido desde antiguo la correlación positiva existente entre diversidad y propiedades funcionales de los ecosistemas tales como su *estabilidad* o su *persistencia*. Así, por ejemplo, si hay cambios ambientales o perturbaciones, cuanto mayor sea el número de especies (variables dependientes) que dependen de los cambios (variables independientes), tanto más amortiguadas son las fluctuaciones. Los sistemas con muchas interconexiones, con redes tróficas complejas, poseen mecanismos de *autorregulación* y *homeostasis*. La pérdida de diversidad se traduce, por tanto, en una mayor vulnerabilidad de los sistemas (Boza *et al.*, 1997). No obstante, hay excepciones a esta regla que tienen que ver, muchas veces, con la organización del espacio (Margalef, 1974). Por otro lado, frente a la escuela de pensamiento que defiende la existencia de unas claras relaciones causales entre la diversidad y esas propiedades, otros autores postulan que no es la biodiversidad "per se" sino los rasgos-clave funcionales de las especies dominantes y la composición de tipos funcionales los que controlan fundamentalmente las propiedades de los ecosistemas (Wardle *et al.*, 2000).

La biodiversidad, por tanto, debe ser tenida en cuenta en la *explotación antrópica del territorio*, en la *conservación de los ecosistemas* y en los planteamientos de *uso y gestión* de las reservas o espacios protegidos y de los llamados corredores ecológicos (vías

pecuarias). En este trabajo nos vamos a referir casi exclusivamente a los aspectos de la explotación pascícola del territorio, y más concretamente, al caso de los pastos españoles.

Deseamos también hacer alusión aquí a lo que Montserrat (2001) ha denominado *diversidades caóticas*, refiriéndose a la *desorganización* que se está produciendo en el medio rural por pérdida de la *información* de las comunidades humanas, obtenida de la *coevolución* instintivo-cultural y de la *retroalimentación* hombre-naturaleza *tradicional e integradora*.

En el caso concreto de la valoración de los pastos, Gómez-García *et al.* (2001) proponen un método de *valoración ecológica* de comunidades pascícolas donde, además de su interés como recurso alimenticio del ganado, se tienen en cuenta peculiaridades ecológicas. Se trata de un “valor ecológico” (Ve) que es función de un “valor florístico” (Vf) y de un “valor de la comunidad vegetal” (Vc), siendo a su vez este último una función de la amplitud en el área de distribución, de la abundancia de la comunidad en el ámbito de estudio y de la *diversidad*.

DIVERSIDAD ESPECÍFICA

Se refiere a la llamada *diversidad α* , que es función del número de especies presentes en un lugar determinado (*riqueza específica*) y de las abundancias relativas entre ellas (*equitatividad* o *uniformidad*).

Índices y métodos de medida

En Puerto (1976) encontramos la primera cita, en la bibliografía SEEP, a los clásicos *índices de diversidad de Shannon y Weaver* (1949) y *de uniformidad de Pielou* (1975) (ver nota sobre referencias en cursiva al final del apartado Referencias Bibliográficas). La diversidad se expresa en bits, unidad de información perfectamente intuitiva. Para Puerto, sin embargo, estos índices dan “una medida en términos demasiado absolutos de la capacidad de organización de una comunidad, de aquí que, muchas veces, sea conveniente completarla con *curvas de dominancia-diversidad*, que indican de un modo más patente las relaciones entre especies (Whittaker, 1972)”. Este tipo de curvas son muy utilizadas posteriormente en numerosos trabajos.

Directa o indirectamente relacionadas con la diversidad están las técnicas de elaboración de *perfiles ecológicos* o de *información mutua* (frecuencias relativas, frecuencias corregidas, entropía especie-factor, significación ecológica de las especies)

según sistemas desarrollados en el C.E.P.E. (C.N.R.S.) de Montpellier (Francia), y que han sido profusamente empleados (Álvarez y Morey, 1977; Álvarez *et al.*, 1978; Abella, 1979; Pérez-Pinto y Morey, 1981a; Pastor *et al.*, 1988; Pastor *et al.*, 2001).

Pérez Pinto y Morey (1981b) proponen el estudio de la diversidad en prados (disclimax humana) mediante “*el número de diversidad de Hill*, lo cual permite no sólo comparar varios índices en vez de uno sólo (el de *Shannon*), sino además obtener para cada prado algún índice combinado como relación entre dos de los índices de *Hill*. Con ello puede interpretarse adecuadamente la influencia humana sobre la diversidad”.

Según García-Pérez y Sebastià (1996), la idea de asociar una alta diversidad con la estabilidad y madurez de un ecosistema, no queda claro en algunas comunidades complejas, que presentan elevadas fluctuaciones en su comportamiento y que podrían indicar cierto grado de inestabilidad. Por ello, el desarrollo de la *dinámica no-lineal* y de los *procesos caóticos* (Tilman y Wedin, 1991; Wilson, 1992) propiciaron la revisión de las ideas iniciales. Los citados autores anuncian la pérdida de popularidad y caída en desuso del índice de Shannon-Weaver, porque “enmascara el comportamiento real de la vegetación por la propia naturaleza dual del índice, que combina abundancia y número de especies en una relación logarítmica cuya sensibilidad depende de factores como la riqueza específica y el modelo de distribución de abundancia de especies que sigue la comunidad”.

García-Pérez *et al.* (1997) indican que “los clásicos índices de diversidad de Shannon-Weaver y de equitatividad de Pielou, aunque muy utilizados en comunidades pascícolas, pueden conducir a errores al presentar valores de diversidad y equitatividad similares en comunidades estructuralmente muy dispares (Huston, 1994). La elaboración de las *curvas de rango-abundancia* es una de las vías más fiables que existen para investigar cuantitativamente la estructura de las comunidades (Wilson, 1991)”. Estas curvas, de las que existen diversos modelos teóricos, son también comentadas por Puerto y Rivero (1996).

Superficie de muestreo

Ya se ha comentado antes cómo la superficie de muestreo es uno de los primeros problemas que plantea la medida de la diversidad. Nos referimos en este epígrafe al caso de la *diversidad α* . El método de muestreo empleado y la extensión del mismo pueden tener consecuencias a la hora de interpretar unos resultados que nunca pasan de ser sencillas aproximaciones a las comunidades originales (Puerto, 1976). Por tanto, el uso del índice de diversidad de Shannon-Weaver debe ser cuidadoso, al ser altamente dependiente del tamaño de la muestra elegido (García-Pérez y Sebastià, 1996).

En general, la relación entre la superficie de muestreo y el número de especies se hace lineal utilizando logaritmos. Según Marañón (1997), las *curvas área-especie* (Rosenzweig, 1995) indican que unidades de muestreo de 100 m² permiten comparar comunidades vegetales de diferentes regiones del Planeta y en particular de las regiones de clima mediterráneo. En bosques tropicales se utilizan muestras de 50 ha. Y en estudios de relación diversidad-productividad se suele utilizar unidades elementales de 0,5 m de lado (0,25 m²). Marañón *et al.* (1998) y Díaz *et al.* (1999) utilizan la escala de 1000 m² (20x50 m) para inventarios completos y la de 0,25 m² para inventarios de presencia-ausencia de herbáceas.

Según Canals y Sebastià (2000), los estudios a pequeña escala (por ejemplo 1 m²) permiten conocer con más detalle las interacciones entre las especies y sus dinámicas (Wiens, 1989), mientras que los estudios a mayor escala (por ejemplo 100 m²), aunque tediosos, caracterizan mejor la comunidad (Van der Maarel, 1993). La comparación de valores de diversidad (ni siquiera relativos) obtenidos de estudios que han empleado diferentes métodos de muestreo (superficie e intensidad) es desaconsejable.

En los trabajos revisados sobre pastos herbáceos en España prevalece la unidad muestral de 0,25 m² (0,5x0,5 m): Puerto (1976), Navascués *et al.* (1986), Rico *et al.* (1985), Zuazúa *et al.* (1985), García-Rodríguez *et al.* (1986), Pérez-Corona *et al.* (1996), Rivero y Puerto (1996), etc.

Chocarro *et al.* (1992) utilizan, en prados del Pirineo, unidades de 1 m² para la riqueza específica del primer corte; de 0,25 m² para la riqueza específica del 2º corte y el índice de Shannon del primero; y de 0,0625 m² para dicho índice en el segundo corte.

García-Pérez y Sebastià (1996) emplean, en pastos de puerto pirenaicos, rectángulos de 20x10 cm (0,02 m²). Malo y Levassor (1996), en pastos de *Poa bulbosa*, utilizan unidades muestrales de 20x20 cm (0,04 m²). Pérez-Corona y Stuefer (1997), en pastizales de dunas, estudian la estructura de la comunidad a diferentes escalas: 20x10 cm, 40x10 cm, 100x10 cm, 200x10 cm, 500x10 cm y 1000x10 cm. Mariño *et al.* (1998), en prados del Parque Nacional de los Picos de Europa, muestrean superficies de 1 m². Guerra (1998), en pastos de repoblaciones forestales de *Pinus pinea*, utilizan la escala de 1000 m².

Valores del índice de Shannon (H')

En términos generales se puede afirmar que, en la vegetación superior, los menores valores de diversidad se encuentran en condiciones inestables, transitorias o fluctuantes, frente a las situaciones estables y más o menos permanentes o fijas, donde aparecen mayores valores. También se obtienen bajos valores de diversidad en comunidades muy explotadas y en condiciones ambientales extremas.

En la revisión bibliográfica realizada sobre pastos españoles, se han encontrado numerosos valores de H' , de los que presentamos una pequeña selección a modo indicativo (Tabla 1). Debe advertirse, no obstante, que los valores reflejados en la Tabla 1 son fruto

TABLA 1
Algunos datos de diversidad α (H' Shanon) en pastos españoles.
Some α -diversity (H' Shanon) values in Spanish pastures.

TIPO	LOCALIZACIÓN	OBSERVACIONES	H'	AUTORES
PRADOS	Riaño (León)	—	3,76	Navascués <i>et al.</i> (1986)
DE	Montaña de León	Zonas testigo	3,47-3,66	Rodríguez <i>et al.</i> (1996)
SIEGA	Sayago (Zamora)	—	1,54	García <i>et al.</i> (1998)
	Salamanca	Vallicares	1,8-2,1	Luis <i>et al.</i> (1980)
	P.N. Picos de Europa	—	4,1	Mariño <i>et al.</i> (1998)
	Pirineo	—	2,64	Chocarro <i>et al.</i> (1988)
	"	1 ^{er} Corte	2,4-2,6	" (1992)
	"	2 ^o Corte	2,3-2,4	" "
	"	Muy manejados	1,53	Hereu y Fanlo (1992)
	"	Poco manejados	2,38	" "
	"	Zonas secas	1,49	Reiné y Fillat (1993)
	"	Zonas húmedas	3,64	" "
PASTOS	Sierra de Bejar			
DE	(Salamanca)	Pastos psicroxerofíticos	2,65	García-Rodríguez <i>et al.</i> (1986)
PUERTO	Pirineo	Piso subalpino	3,0-3,5	García-Pérez y Sebastià (1996)
	"	<i>Bromion</i>	3,08-3,83	García-González <i>et al.</i> (1998)
	"	<i>Nardion stritae</i>	2,23-2,85	" "
DEHESA	Salamanca	Pastos semiagostantes	2,9	Luis <i>et al.</i> (1980)
	León	Fuera de las copas	3,5-4,0	Díez <i>et al.</i> (1992)
OTROS	Salamanca	Pastos seminaturales ácidos	2,4-3,0	Rico <i>et al.</i> (1985)
	"	Laderas silíceas	0,5-4,0	Puerto y Rivero (1996)
	"	Pastos semiáridos	3,06	Pérez Corona <i>et al.</i> (1996)
	Sayago (Zamora)	Pastos terofíticos	2,82	García <i>et al.</i> (1998)
	S.E. peninsular	Comunidades de <i>Anthyllis</i> <i>cytisioides</i> o de <i>Thymus</i> <i>baeticus</i>	3,5-4,0	Boza <i>et al.</i> (1997)
	Navarra	Pasto herbáceo de quejigales densos (no pastado)	1,8-2,9	Ferrer Benimeli <i>et al.</i> (1997)
	Navarra	Pasto herbáceo de quejigales densos (pastados)	2,5-3,1	Ferrer Benimeli <i>et al.</i> (1997)
	Jaén	Espartales sobre calizas	2,3	García-Fuentes <i>et al.</i> (2001)
	Jaén	Espartales sobre yesos	2,2	García-Fuentes <i>et al.</i> (2001)

de superficies de muestreo diferentes, por lo que las comparaciones deben hacerse con prudencia. Como síntesis podríamos obtener las siguientes conclusiones:

Prados de siega: los índices más bajos (del orden de 1,5) aparecen en prados de siega muy manejados (intensificados), en las zonas más secas y en vallicares. Los índices más altos aparecen en las zonas más húmedas de los prados pirenaicos (3,6) y en prados de León y del Parque Nacional de los Picos de Europa (3,5-4,1). Podrían considerarse como medios los valores del orden de 2,5.

Pastos de puerto: presentan valores medios del orden de 2,5 a 3,5. El máximo valor (3,83) corresponde a un pasto de *Bromion* y el mínimo (2,23), a uno de *Nardion strictae*.

Dehesas: llaman la atención los altos valores (3,5-4,0) encontrados por Díez *et al.* (1992) en dehesas de *Quercus pyrenaica* de León, fuera de las copas.

Otros: destacan los altos valores (3,5-4,0) encontrados por Boza *et al.* (1997) en comunidades de *Anthyllis cytisioides* o de *Thymus baeticus* del SE peninsular. Igualmente es reseñable la gran variabilidad (0,5-4,0) encontrada por Puerto y Rivero (1996) en laderas silíceas de Salamanca.

Condiciones ecológicas y diversidad específica

Suelos

Consideramos en este apartado diversas variables. En primer lugar, todo parece indicar que se registran mayores valores de diversidad vegetal sobre suelos esqueléticos, pedregosos, oligotrofos, con xerofilia y con recubrimiento del suelo inferior al 100 %, circunstancias todas ellas que crean un mosaico heterogéneo en la vegetación y que impiden la dominancia de las especies de aptitud competitiva (Margalef, 1975; Canals *et al.*, 1994; Pérez-Corona *et al.*, 1996; Puerto y Rivero, 1996; Ferrer-Lorés *et al.*, 1998). Igualmente, y en este tipo de suelos, aparece mayor diversificación en especies herbáceas perennes, dicotiledóneas y caméfitos leñosos (Canals *et al.*, 1994; Díaz *et al.*, 1999). En el otro extremo, los suelos profundos, poco pedregosos, meso-eutrofos, con mesofilia (humedad edáfica) y cobertura del 100% presentan menor diversidad vegetal, debido a la exclusión competitiva provocada por las especies dominantes, fundamentalmente gramíneas o graminoides, especies anuales y nanofanerófitos (Marañón, 1997; Ferrer-Lorés *et al.*, 1998; Díaz *et al.*, 1999).

Con respecto a las perturbaciones provocadas en los suelos por las hormigas, topillos, etc., Canals y Sebastián (1996) encuentran mayor diversificación de caméfitos en los poco perturbados y de los nanofanerófitos en los más perturbados.

En cuanto a la erosión, Puerto *et al.* (1980) hallan mayor riqueza específica, en pastizales de Salamanca, en las zonas con mayor erosión.

Los menores valores de diversidad aparecen sobre suelos con elevada salinidad, la cual actúa como “filtro evolutivo” (Marañón, 1997) y también en pastos distróficos sobre suelos ácidos y turbosos (Margalef, 1975). Con respecto a estos últimos, se podría también considerar que cuando, en la sucesión vegetal, la materia orgánica no se “invierte” y se acumula en el suelo (caso de las turberas), la diversidad baja drásticamente (Margalef, 1974).

Humedad

En epígrafe anterior se ha visto que la xericidad va unida a diversidades altas y que la humedad (en suelos profundos), a diversidad baja. Según Díaz *et al.* (1999), la acusada sequía estival (propia de los ecosistemas mediterráneos) confiere a las plantas anuales un mayor éxito ecológico (Raven, 1973). También Hernández *et al.* (2001), en pastos de La Alcarria conquense, encuentran que la riqueza de especies presenta valores sensiblemente más bajos en las zonas muy húmedas.

Sin embargo, García-Pérez y Sebastià (1996), en pastos subalpinos pirenaicos, hallan mayor diversidad en pastos mesofíticos (fondos de vaguada) que en pastos xerofíticos (en zonas de gran pendiente). García-Pérez *et al.* (1997), en las Sierras de Urbasa y Andía (Navarra), también determinan mayor valor de diversidad en pastos mesofíticos que en los xéricos. Puerto y Rivero (1996), en pastizales salmantinos, observan la mayor diversidad en las comunidades de transición entre zonas secas y húmedas. Y Reiné y Fillat (1993), en prados del Pirineo, constatan los mayores índices de diversidad en las zonas cercanas a las acequias de riego, es decir en las zonas más húmedas del prado.

La aparente contradicción que reflejan las informaciones de los dos párrafos anteriores podría explicarse probablemente en función de los rangos de humedad considerados. Todo parece indicar que, con respecto a la variable humedad, al igual que ocurre con muchas otras, la diversidad del estrato herbáceo presenta mayores valores en estadios intermedios y valores mínimos en los extremos: suelos extremadamente secos y suelos encharcados o turberas.

Altitud

Hemos encontrado muy poca información con respecto a la relación entre biodiversidad y altitud. Parece lógico sin embargo que, al irse haciendo más restrictivas las condiciones ambientales conforme aumenta la altitud, la diversidad debe disminuir.

Y en efecto, según Rivero y Puerto (1996) en pastos de las Sierras del Sur de Salamanca entre 1000 y 2000 m, se confirma que existe correlación inversa entre altitud y diversidad.

Exposición

También sobre esta variable existe poca información en la bibliografía sobre pastos españoles. Ferrer-Lorés *et al.* (1997b), en el estrato herbáceo de quejigales densos de la Navarra Media, encuentran mayor diversidad en las vertientes meridionales que en las septentrionales, actuando en estas últimas como especie claramente dominante *Helictotrichon cantabricum*. Sin embargo, Hernández *et al.* (2001), en pastos de La Alcarria, determinan que la riqueza de especies es sensiblemente mayor en las laderas de exposición norte que en las de exposición sur.

Es obvio que, en una zona concreta, existen diferencias notables entre la vegetación de la *solana* y de la *umbría*. Sin embargo, todo parece indicar que, con respecto a la diversidad vegetal, este parámetro, la exposición, se combina con otras variables ambientales (altitud, pendiente, humedad, tipo de suelo, tipo de vegetación, etc.) que marcan notables diferencias entre unas zonas y otras.

Pendiente

Tampoco existen muchas referencias que relacionen la pendiente con la diversidad α . Es clásico el esquema de una catena de suelos desde la cumbre hasta el valle a través de la ladera. Los suelos de las zonas altas están empobrecidos en elementos finos y los del valle, en cambio, están enriquecidos en ellos. Los suelos más desarrollados aparecen al pie de la pendiente y los menos (litosuelos, rendsinas, etc.) en plena pendiente. Igualmente, en la ladera los suelos presentan menor porcentaje de materia orgánica que en la cumbre y mucho menos que en el valle. Todas estas características, y de acuerdo con lo expuesto en el epígrafe de suelos, podrían apuntar en el sentido de que en las laderas más o menos inclinadas puede haber mayor diversidad α que en las cumbres o en el fondo de valle. Hernández *et al.* (2001) encuentran en pastos de La Alcarria, en efecto, mayor diversidad α y riqueza específica en las laderas inclinadas que en los llanos o en pendientes suaves.

Perturbaciones

Ya es un clásico en ecología (Grime, 1979) que los mayores valores de diversidad se encuentran en niveles intermedios de perturbación (Canals y Sebastián, 1996). Con poca

o nula perturbación dominan las especies más *competitivas*. En el otro extremo, con perturbación intensa, sólo sobreviven unas pocas especies *tolerantes* (Marañón, 1997).

Los niveles de perturbación intermedia corresponden realmente a ciclos sucesivos de perturbación-colonización que permiten, por ejemplo, la presencia en el pasto de especies colonizadoras oportunistas en los huecos dejados por especies dominantes. A ello, Malo y Levassor (1996) atribuyen la elevada riqueza específica que puede observarse en los pastos maduros.

Los altos niveles de diversidad de la vegetación mediterránea en general, y de España en particular, pueden atribuirse, al menos en parte, a la antigüedad e intensidad de las perturbaciones antrópicas. Y ello ha afectado particularmente al caso de las especies terófitas, mucho más abundantes en comparación con otros países bioclimáticamente equivalentes como Suráfrica o el Suroeste de Australia (Marañón *et al.*, 1998).

Sobre las perturbaciones derivadas del pastoreo y de las actividades antrópicas, se insistirá más adelante.

Cobertura

Ya se ha comentado anteriormente cómo coberturas inferiores al 100% presentan mayor diversidad vegetal. Los afloramientos rocosos, las perturbaciones de todo tipo, etc., crean micromosaicos ambientales que dan lugar a diversidad de oportunidades para las especies. Los huecos, como se ha dicho en el epígrafe anterior, facilitan el desarrollo de especies oportunistas.

También parece demostrado que una dominancia de gramíneas en la cobertura del suelo suele ir asociada a bajos niveles relativos de diversidad. Y, por el contrario, cuando el suelo está recubierto fundamentalmente por leguminosas y "otras", la diversidad es más alta. Ello ha sido comprobado por Leiva y Fernández-Alés (1997) tanto en pastos de O y SO español como en el N y Centro de California. Igualmente, Marinas *et al.* (2000), en prados del Pirineo, comprueban que los más intervenidos, situados en los fondos de valle, presentan menor diversidad y mayor proporción de gramíneas; mientras que los prados de ladera, menos intensificados, presentan mayor diversidad y mayor proporción de "otras" especies.

Producción y Biodiversidad

Si nos referimos a pastos naturales herbáceos, según García-Rodríguez *et al.*, 1990 y Marañón (1997), una de las generalizaciones empíricas más aceptadas es que la relación entre diversidad y producción sigue un modelo polinomial (Grime, 1973, 1979; Al-Mufti

et al., 1977) donde el máximo de producción se alcanza con valores moderados de diversidad α (Figura 2). O, dicho de otro modo, en las zonas con alta diversidad α o riqueza específica (sin dominancia de especies competitivas) sólo se alcanzan valores intermedios de producción y también de biomasa (García-Rodríguez *et al.*, 1990; Marañón, 1997). Sin embargo, García-Rodríguez *et al.* (1990) advierten que lo anterior es válido para escalas amplias, pero se revela inadecuado cuando se desciende a relaciones internas de detalle en comunidades más o menos homogéneas (Moore y Keddy, 1989).

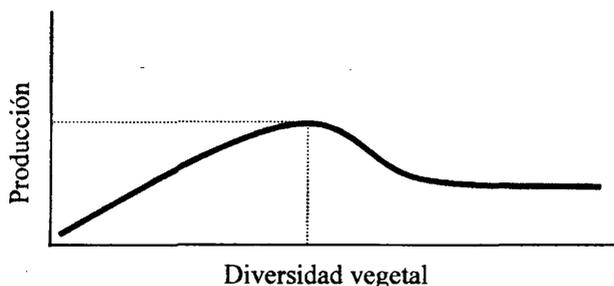


FIGURA 2

Relación polinomial esquemática entre diversidad vegetal y producción (productividad), basada en Al-Mufti *et al.*, 1977.

*Schematic polynomial relationship between plant diversity and production (productivity), based on Al-Mufti *et al.*, 1977.*

Todo lo anterior deja de tener sentido cuando nos referimos a pastos artificiales o muy intervenidos (abonados, riegos, resiembras, siega, etc.). Se comprenderá fácilmente que un cultivo forrajero monofito de ray-grass inglés, con elevada producción anual, tiene una diversidad cero. La esencia de la agricultura es precisamente la simplificación, la mínima diversidad, para obtener máximas producciones. Así pues, en el ámbito de los pastos, una elevada intervención, una intensificación en el aprovechamiento, de cara a obtener elevadas producciones, lleva siempre implícita una pérdida de diversidad. A modo de ejemplo, García *et al.* (1998), en la comarca de Sayago (Zamora), encuentran que en pastos xerofíticos con $H'=2,82$, la producción es de 700 kg ha^{-1} y en prados de siega con $H'=1,54$, la producción es de 5000 kg ha^{-1} .

Especies competitivas

Se consideran especies competitivas, según la tipología de Grime (1979), aquéllas cuya dominancia se traduce en un claro empobrecimiento de las otras especies y, por tanto, de la diversidad de la comunidad. Según Malo y Levassor (1996), las especies competitivas lo son más en situaciones de riqueza de nutrientes y estabilidad de los ecosistemas (Tilman, 1988; Huston, 1994). La generalidad de las otras especies de los pastos sobrevive en ellos gracias a su eficiencia dispersiva y a la capacidad de ocupar huecos dejados por las especies competitivas (Grime, 1979; Tilman, 1988; Van der Maarel y Sykes, 1993). Se volverá a insistir sobre esta cuestión.

Heterantagonismo

En el estudio de la diversidad no debe olvidarse el fenómeno del heterantagonismo. En efecto, algunas especies vegetales liberan sustancias alelopáticas (fitotoxinas) que inhiben o dificultan la germinación, el establecimiento, el desarrollo o la reproducción de otras especies próximas. Ello tiene su trascendencia sobre las relaciones de compatibilidad y competencia entre especies y, por tanto, sobre la diversidad de la comunidad (Salas y Vieitez, 1971; Ballester y Vieitez, 1971; Sánchez y Peco, 2001). Las sustancias alelopáticas no sólo son liberadas por las partes vegetativas de las plantas sino también por las semillas, inhibiendo en este caso la germinación de otras semillas o incluso produciendo autotoxicidad.

Sánchez y Peco (2001) han estudiado el efecto negativo del lixiviado de hojas de *Lavandula pedunculata* (cantueso) sobre *Vulpia muralis* y *Bromus hordeaceus* y el retardo en la germinación de *Dactylis glomerata*, así como también el efecto, igualmente negativo, de las semillas del cantueso sobre la germinación de *Briza maxima* y *Asterolinon linum-stellatum* y el retardo en la germinación de *D. glomerata*. Estos autores tratan de explicar así, al menos en parte, la baja cobertura de especies herbáceas en áreas matorralizadas de *L. pedunculata* en antiguos pastizales de la Sierra de Guadarrama, abandonados actualmente al uso ganadero. Igualmente, Sánchez y Peco (2001) aluden a los efectos alelopáticos para diversas especies de matorral mediterráneo descritos por Katz et al. (1987) y Vokou (1992).

Peso diferencial de las especies

Según Marañón (1997), “una de las aportaciones novedosas de los estudios recientes sobre biodiversidad es el reconocimiento de que las especies tienen diferente significado ecológico, biogeográfico y evolutivo”. Por ello, además de la riqueza específica, es

conveniente considerar el caso de las especies *raras*, así como aquellos grupos de especies que tengan particular relevancia en los procesos ecológicos. No debería valorarse por igual a todas las especies a la hora de estimar la biodiversidad.

Endemismos biogeográficos

Nos referimos a las *especies raras* que crecen sólo en *áreas geográficamente muy limitadas*, aunque se presenten allí con densidades altas. Parece aceptado que en España aparecen del orden de 1500 endemismos entre plantas superiores, de ellos 500 compartidos con el norte de África. En este trabajo sólo vamos a comentar citas en el ámbito de la bibliografía de la SEEP.

Para Peco *et al.* (1981), las especies raras son propias de etapas sucesionales avanzadas.

Según Ríos (1991), en el SE de España y con respecto a las leguminosas, son endémicas el 63 % de las arbustivas, el 50 % de los caméfitos y el 22 % de los hemicriptófitos y geófitos. Para este autor, la tribu de las Genisteas es dominante en la mayor parte de los matorrales de sustitución de la vegetación climática española y rara es la región que no tenga en exclusiva una especie o subespecie de esta tribu. Ceballos *et al.* (1997) encuentran en las Sierras del Aljibe (Cádiz-Málaga) tres genisteas endémicas restringidas a esta área: *Ulex borgiae*, *Cytisus tribracteolatus* y *Echinospartum algibicum*, ésta última en peligro de extinción.

Carrasco *et al.* (1991) citan ocho especies de *Melilotus* de distribución restringida a sólo una parte de la Cuenca Mediterránea; entre ellas, dos que aparecen en España: *M. speciosus* y *M. infestus*, ésta última de Baleares.

Alegre *et al.* (1991) estudian el comportamiento de *Medicago strasseri*, endémica de Creta, en las condiciones ambientales del interior de España, realizando comparaciones con *M. arborea*. Destacan el potencial forrajero invernal de aquella, dado que se mantiene verde todo el invierno, siendo poco dañada por las heladas.

Cabello *et al.* (1991) y Mota *et al.* (1991), en pastizales orófilos de Andalucía, concluyen que el valor de la endemoflora es muy alto en las montañas silíceas (con porcentajes de cobertura de especies endémicas de hasta el 70 %).

Marañón (1997) y Díaz *et al.* (1999), en comunidades arbustivas del Parque Nacional de Los Alcornocales (Cádiz), citan la máxima diversidad de endemismos en los suelos oligotrofos ácidos con brezales de cumbre; las especies endémicas herbáceas de estos brezales parecen, sin embargo, ir más ligadas a condiciones microclimáticas que edáficas.

Gómez-García y Montserrat (1998) estudian varias especies endémicas de *Alchemilla* en los pastos pirenaicos: *A. subserica*, *A. fulgens*, *A. lapeyrousii*, *A. flabellata*, *A. colorata* y *A. vetteri*.

Juan *et al.* (1999) consideran a *Medicago citrina* como un endemismo iberolevantino-balear en peligro de extinción.

Ríos *et al.* (1999) anuncian el hallazgo de una nueva especie endémica, *Hedysarum costaetalentii*, claramente orófito (en el Pico de La Grillimona, Granada, por encima de 1900 m), cuyos tallos leñosos bajo tierra le han permitido sobrevivir hasta hoy en zonas donde es frecuente el sobrepastoreo.

Hernández *et al.* (2001), en pastos de La Alcarria conquense cuantifican un 5,2 % de endemismos entre las especies inventariadas. Destacan entre ellas a plantas gipsófilas: especies del género *Gypsophila* y *Ononis tridentata*; a especies de los páramos: *Genista pumila* y *Thymelaea pubescens*; y a especies esteparias: *Sideritis incana* y *S. hirsuta*.

Capítulo aparte merece el caso de las Islas Canarias donde, según Méndez (1992), de las aproximadamente 1900 especies vegetales con que cuentan dichas islas, unas 1000 son autóctonas y de ellas, alrededor de 500 endémicas. Cita el caso de varias subespecies de *Chamaecytisus proliferus* (el tagasaste y los escobones) y de *Bituminaria bituminosa* (tederas), varias especies de *Teline* (gacias) y de *Adenocarpus* (codesos), así como *Rumex lunaria* (vinagrera). Olea *et al.* (1993) realizan experiencias de adaptación de *Chamaecytisus proliferus* en el SO de la Península, concluyendo que la subsp. *palmensis* (tagasaste) presenta grandes posibilidades por su producción, área foliar, persistencia y capacidad de rebrote. Ventura *et al.* (1995) analizan el valor nutritivo de la vinagrera (semejante a la paja de cereales pero con más N) y de la tederá común (subsp. *bituminosa*), con un valor semejante al de un heno de muy buena calidad.

Barquín *et al.* (1994) estudian la biología y analizan bromatológicamente tres nuevos endemismos de leguminosas arbustivas canarias, con rasgos forrajeros semejantes al tagasaste: *Cicer canariensis*, *Anagyris latifolia* y *Spartocytisus filipes*; estas dos últimas, de interés en la recuperación y mejora de suelos en zonas semiáridas.

Especies estenoicas

Nos referimos a la llamada “rareza de hábitat”, es decir, especies *muy selectivas en cuanto al hábitat* pero no endémicas a nivel geográfico.

Montserrat y Villar (1973) recuerdan que “no todos los vegetales responden por igual a la variación de los distintos factores del medio, sino que existen algunos, aquéllos

denominados *estenoicos*, especialmente sensibles a los más mínimos cambios ambientales. Se trata de los organismos indicadores de tal o cual factor, cuya distribución se reduce a condiciones ambientales muy bien definidas y mensurables. De ellos se sirve el biólogo cuando quiere clasificar de un modo rápido y seguro las distintas unidades o parcelas naturales”.

Gómez-Gutierrez *et al.* (1978) en un sistema-vaguada, expresan lo siguiente a propósito de las especies estenoicas: “los factores edafoclimáticos dominantes repercuten no sólo en la abundancia de especies sino también en la frecuencia relativa, es decir, afectan a la diversidad. Las especies más estenoicas quedan definidas en sus ambientes más propicios y las eurioicas son desplazadas de las áreas donde los factores abióticos son más adecuados para el desarrollo. Tal desplazamiento es un efecto de la mayor agresividad y poder competitivo de aquéllas, que por su más elevada eficiencia resultan más adecuadas para esas condiciones; estas especies suelen ser las más estenoicas”.

Según García-Fuentes *et al.* (2001), en los medios más inhóspitos, constituidos por plantas muy estenoicas, las fitocenosis presentan una menor diversidad y riqueza específica.

Rareza demográfica

Nos referimos a las especies que *presentan densidades bajas* en toda el área de distribución, aunque ésta sea amplia y aunque estén asociadas a hábitats muy restringidos.

Canals *et al.* (1994) comentan que “la topografía generalmente expuesta facilita la llegada y el establecimiento de un número considerable de especies “satélite”, generalmente dicotiledóneas, llamadas así por aparecer con escasa frecuencia”. Y citan en pastos xerofíticos del Urbasa-Andía (Navarra): *Arabis scabra*, *Herniaria scabrida*, *Torilis nodosa*, *Leontodon taraxacoides*, etc.

Según Ceballos *et al.* (1997), en las Sierras del Aljibe (Cádiz-Málaga) sólo se conoce una población de *Echinospartum algibicum*, con 89 plantas vivas en estado vegetativo, de las que sólo tres fueron capaces de florecer y fructificar en 1995. Se trataría de un caso no sólo de rareza biogeográfica (endemismo), ya citado más arriba, sino también de rareza demográfica.

Balance de la biodiversidad

Extinción de especies

“En la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (Cumbre de Río) de 1992, se reconoció internacionalmente el problema de la progresiva pérdida de biodiversidad a escala planetaria y se estableció la Convención sobre Diversidad Biológica” (Marañón, 1997).

En epígrafes anteriores ya se han mencionado algunos casos de especies vegetales en peligro de extinción en España. Algunos autores consideran que actualmente, por la actuación del hombre sobre los ecosistemas naturales, el ritmo de extinción anual de especies (animales y vegetales) es de unas 17 000, entre 100 y 1000 veces superior al normal (Lobo, 1986).

Especiación

Se estima, según Marañón (1997), que en la actualidad viven en el planeta alrededor de 250 000 especies vegetales, como resultado neto del balance entre especiación y extinción. Según este mismo autor, aunque el registro fósil de los vegetales es muy incompleto, se aprecia a lo largo de la historia del planeta un aumento paulatino en el número de especies. Sin embargo, se considera que los ritmos de extinción de especies son actualmente cinco o seis veces mayores que las ganancias por especiación (Halffter, 1994).

Enserink (1997) apunta que la teoría de la especiación está muy vinculada con los aspectos del nivel genético en la diversidad, de los que hablaremos más adelante. También este mismo autor señala que los ecotonos, zonas de transición entre dos o más ecosistemas, suelen ser “productores” de especies nuevas. Sobre los ecotonos también volveremos después.

Como ejemplo de especiación, en la Cuenca Mediterránea, y desde el Oligoceno, quedaron definidos dos centros fundamentales de especiación de leguminosas (Ríos, 1991): las riberas del mar Egeo (Turquía y Grecia), en la parte oriental, y el litoral Ibero-Magrebí, en la parte occidental. Ello ha dado lugar además, en esta Cuenca, a un elevado número de leguminosas endémicas y a una alta variabilidad intraespecífica. Según este mismo autor, “solamente unas pocas tribus resistentes a climas rigurosos (Genisteas, Hedysareas, Loteas, Vicieas y Trifolieas) pudieron sobrevivir en la región Sino-Himalaya, donde proliferaron y se extendieron por todo el Mediterráneo. Desde entonces se viene produciendo un proceso de especiación secundario que dio lugar a géneros exclusivos como *Anthyllis*, *Coronilla* e *Hyppocrepis*, otros como *Ononis*, *Genista*,

Melilotus, *Trigonella*, *Medicago* y *Astragalus* son casi exclusivos y por último, géneros cosmopolitas como *Trifolium*, *Vicia* y *Lathyrus* tienen no obstante en el Mediterráneo su mayor número de especies (Raven y Polhill, 1978)".

Megadiversidad

Se entiende por Megadiversidad a la *diversidad considerada por países* o regiones más o menos grandes. Se trata en esencia de evaluaciones cuantitativas de la flora, en el caso de la diversidad vegetal.

Según Ferrer-Benimeli y Broca (1999), "debe resaltarse que en los países mediterráneos, tan supuestamente degradados, la riqueza florística (Castroviejo, 1995) es de 7500 especies vasculares en España (sin Canarias), de unas 3000 en la Francia mediterránea, y de unas 6000 en Italia, mientras que en los países nórdicos o centroeuropeos, supuestamente mejor conservados, tan sólo cuentan con una flora de 1200-2000 especies vasculares (4-6 veces inferior a España)". En términos relativos, en España se registran el 80 % de las especies vasculares de la UE y el 60 % de las de toda Europa.

La acción antropozógena secular, además de la diversidad de biotopos, es responsable de esta riqueza en la flora española en particular, y en la Cuenca Mediterránea en general, comparada con la de los países de "reciente" antropización (Escandinavia, América, Australia, etc.). Así, por ejemplo, Leiva y Fernández-Alés (1997), comparan pastos mediterráneos del O y SO español con pastos del N y Centro de California, zonas con climas semejantes: en los primeros encuentran una riqueza de 138 especies y un $H' = 3,77$ y en los segundos, una riqueza de 58 especies y un $H' = 2,96$.

Según Marañón (1997), el patrimonio de la biodiversidad vegetal de Andalucía Occidental se estima en 2332 especies autóctonas (Valdés *et al.*, 1987).

El SE de España es una de las áreas mediterráneas de mayor riqueza florística, según Ríos (1991), siendo las leguminosas una de las familias más numerosas. Recuerda también este autor que en la Península Ibérica y Baleares se reconocen 438 especies de leguminosas según *Flora Europea* (Tutin *et al.*, 1964) y 462 según Pascual (1978), comprendidas en 70 géneros.

Díaz *et al.* (1999), en un acebuchal del Parque Nacional de Los Alcornocales (Cádiz-Málaga), encuentran una riqueza de 151 especies vasculares, "la mayor registrada a escala espacial en la Península Ibérica".

OTROS NIVELES TAXONÓMICOS DE DIVERSIDAD

Nivel genético

La diversidad puede ser también considerada a nivel genético: aminoácidos, proteínas, secuencias ADN/ARN, homología (hibridación ADN/ARN), genes, cromosomas, poblaciones, etc. Ya se ha dicho antes cómo la especiación está muy vinculada con los aspectos del nivel genético en la biodiversidad.

Son centenares las publicaciones presentadas en el ámbito de la SEEP que hacen referencia a la diversidad (variabilidad) genética o intraespecífica, y cuya relación resultaría prolija en este trabajo. Sobre muchas especies pascícolas y pratenses o forrajeras se han presentado numerosas investigaciones referentes a ecotipos, cultivares, variedades, poblaciones, genotipos, razas, germoplasma, etc.

Montserrat (1986) insistió mucho en la necesidad de estudiar la variabilidad ecotípica de plantas endémicas que pueden desaparecer. "Si a las pratenses importadas en 1953 en parcelas UMN (*United Mediterranean Nurseries* de la FAO) se hubieran añadido ecotipos españoles, más unos ensayos de trasplante y sobresiembras con ganado, nuestros conocimientos en práticamente real serían enormes y ahora exportaríamos semillas apreciadas al mercado mundial de pratenses". En el mismo sentido se pronuncia Ríos (1991), recordando las recomendaciones de FAO, ICARDA e IBPGR hacia España, para que se promueva la creación de bancos de germoplasma.

Táxones de alto rango (supraespecíficos)

Es un hecho conocido que dadas dos comunidades con el mismo número de especies, se considera con mayor diversidad la que tiene un mayor número de táxones de alto rango (géneros, familias, órdenes, divisiones y reinos).

En el ámbito de la Pascicultura es evidente que las dos familias botánicas fundamentales son las *gramíneas* y las *leguminosas*. Pero, y refiriéndonos sólo a especies herbáceas, también hay que considerar que muchas especies de *otras* familias también presentan un cierto valor pastoral: ciperáceas (algunos *Carex*), juncáceas (algunos *Juncus* y *Luzula*), compuestas (*Bellis perennis*, *Achillea millefolium*, *Taraxacum officinale*, *Leontodon hispidus*, etc.), plantagináceas (*Plantago* spp.), rosáceas (*Sanguisorba* spp., *Alchemilla* spp., etc.), umbelíferas (*Pimpinella saxifraga*, *Meum athamanticum*, *Selinum pyrenaicum*, *Daucus carota*, etc.), etc. Por otro lado, algunas de éstas son tónicas o estimulantes para el ganado (*Meum*, *Alchemilla*), otras son ricas en minerales (*Plantago*, *Taraxacum*). Además puede considerarse su valor

ecológico: adaptación a condiciones adversas (*Carex* y *Juncus* a exceso de humedad, por ejemplo), retención del suelo en laderas erosionables (algunos *Carex*), poder encespedante (*Plantago*, *Taraxacum*), etc. Por ello, el estudio sobre comunidades de pastos, desagregando las especies por familias o táxones superiores (monocotiledóneas, dicotiledóneas, etc.) tiene su interés no sólo desde el punto de vista de la diversidad, sino también por otras razones relevantes en el ámbito de la Pascicultura.

El tamaño de las especies

Antes hemos hablado del peso *diferencial de las especies* en el ámbito de la biodiversidad. Nos referiremos ahora a otros parámetros antropocéntricos muy utilizados actualmente cuando se realizan estudios de biodiversidad y conservación.

Muchos ecologistas y conservacionistas se encuentran obsesionados por la preservación de especies relativamente grandes (lo que podríamos denominar como “escala antropocéntrica”) y vistosas (“estética antropocéntrica”), casi siempre mamíferos y aves en el caso de los animales (el llamado “megafaunismo”) y árboles, en el de los vegetales (“megaflorismo”, por extensión).

Parece claro que un árbol tiene una gran influencia sobre la subsistencia de otras muchas especies animales o vegetales. Lo mismo podríamos decir de una jirafa. Sin embargo, algunos organismos menos llamativos o “invisibles” pueden ser claves para el funcionamiento de las comunidades vegetales. Entre los menos llamativos podríamos citar a los insectos polinizadores, sin los cuales no sería posible la existencia de las plantas entomófilas. Entre los “invisibles”, Marañón (1997) considera que los registros de diversidad de plantas deberían, idealmente, ampliarse a los *microorganismos del suelo*: se ha estimado que en un gramo de suelo viven más de 10 000 especies de microorganismos (O'Donnell *et al.*, 1994).

Entre estos microorganismos debemos mencionar sin duda a los responsables de la fijación de N, de la descomposición de restos vegetales y animales y de la traslocación de minerales en el suelo. A su vez, algunos compuestos fenólicos segregados por determinadas plantas pueden producir la inhibición de microorganismos tales como bacterias fijadoras de N y nitrificantes, empobreciendo al suelo en este nutriente y creando así desventajas a otras plantas Ballester *et al.* (1971).

No podemos olvidar el caso de los *hongos micorrícicos*, presentes en el 85 % de las plantas, y que facilitan a éstas la absorción de agua, Ca, Mg, Fe, K, etc. del suelo. Muchas especies deben su adaptación a condiciones extremas (por ejemplo, suelos ácidos y pobres en nutrientes) gracias a la micorrización (por ejemplo, *Nardus stricta*).

DIVERSIDAD ESPACIAL

En el epígrafe sobre el "Concepto de Biodiversidad" ya se ha comentado que, a escala espacial, es preferible hablar de *espectro de diversidad*, diferenciando la diversidad α (nivel inferior del tamaño de muestra) de la diversidad β (estructuras mayores que agrupan varias estructuras pequeñas, cada una de ellas con su diversidad α). Véase la Figura 1.

Así pues, la *diversidad espacial* (*diversidad β*) registra la heterogeneidad espacial dentro de un ecosistema, siendo una medida del grado de partición del ambiente en porciones o *mosaicos biológicos*. Informa, por tanto, de la *diversidad entre comunidades*. A la diversidad β también se le ha denominado *diversidad diferencial* y se suele medir utilizando el *índice de Jaccard*, basado en el coeficiente de similitud entre pares de localidades (Margalef, 1974).

La diversidad espacial da lugar a lo que se suele denominar *paisaje en mosaico* y también *mallas* o *tramas* de estructura vegetal. El paisaje en mosaico tiene su origen en la heterogeneidad natural (litología, suelos, microclimas, pendiente, exposición, etc.) pero también en la historia del uso antropozógeno del territorio. Ello explica que en la Cuenca Mediterránea, con grandes variaciones abióticas en poco espacio y con milenios de explotación humana, hayamos heredado paisajes en mosaico que poco tienen que ver con la homogeneidad de los países nórdicos. Por ello la Fitosociología nació en ambiente mediterráneo-alpino: Braun-Blanquet, iniciador de esta ciencia, creó para su estudio la *Station Internationale Géobotanique Méditerranéenne et Alpine* (SIGMA), con su sede en Zürich y Montpellier. Y ello frente a la homogeneidad que representaba el "continuum" de los países anglosajones.

En algunos ecosistemas, la diversidad espacial se organiza en estructuras o patrones que favorecen el "reparto del riesgo (elasticidad)" ante perturbaciones extremas o catastróficas (una sequía acusada por ejemplo) en zonas con régimen temporal de las perturbaciones (climas extremos por ejemplo). En efecto, según Puigdefábregas y Gutiérrez (1999), ante estas perturbaciones extremas el daño no es igual para todos los *elementos del territorio*, *contrarrestando así el efecto homogeneizador de los sucesos catastróficos*.

En el estudio de la diversidad espacial la *teledetección* es una herramienta muy útil. Hace más de veinte años, y en estudios sobre pastos, González-Bernaldez *et al.* (1978) y Ruiz *et al.* (1979) ya aplicaron la teledetección a la obtención de un modelo de relaciones general que diera conexión a los distintos sectores o piezas del mosaico en que el territorio puede descomponerse.

Con respecto a los *factores abióticos* que explican la diversidad espacial cabría apuntar algunos ejemplos. Según Montserrat (1975), en el *clima* mediterráneo se acentúan las diferencias entre solana y umbría, lo que contribuye a la diversidad y estabilidad del sistema pecuario al diversificar el pasto disponible. De Pablos *et al.* (1981), en estudios de *laderas* con pastos estabilizados, concluyen que la mínima heterogeneidad espacial se detecta en la zona alta; las zonas intermedias registran la mayor heterogeneidad (“de grano fino”); y las zonas bajas o de acumulación son también heterogéneas pero de “grano grueso”. Marañón *et al.* (1998), en el Parque Nacional de Los Alcornocales (Cádiz-Málaga) detectan una elevada diversidad β , un mosaico de comunidades vegetales originado por la *heterogeneidad litológica* (areniscas, calizas, margas). Torres *et al.* (2001) atribuyeron la gran diversidad de pastizales anuales de la Sierras Subbéticas de la provincia de Jaén a la heterogeneidad *geomorfológica, edáfica y bioclimática* del territorio.

En cuanto a las acciones *antropozoógenas*, y concretándonos al efecto del *pastoreo*, cabe recordar que los ungulados hacen un uso selectivo del paisaje (Ferrer-Lorés *et al.*, 1997b). Hace treinta años, Montserrat (1972) decía que “característica decisiva de la agronomía extensiva será siempre la *diversidad estructural*, con comunidades intercaladas y distinta estructura de las mismas (...). Los ambientes, aún en fincas pequeñas, son *diversos* y nuestra acción debe ser matizada, apropiada para cada caso (...). Según los ambientes (geofísico, cultural, comercial, industrial), las *mallas* de estructura vegetal deben modificarse para facilitar el movimiento del ganado y asegurar su alimentación correcta (...). Conviene *diversificar* el ganado para obtener la estabilidad máxima de la *trama* (...). A la estructura vegetal algo compleja se une la *diversificación ganadera*, con ciclos de pastoreo bien calibrados para cada especie o raza”. En la misma línea, y refiriéndose a los pastos de Álava, Montserrat y Villar (1973) dicen que “el abigarrado *mosaico* de condiciones ambientales y unidades de vegetación que se dan en esta región, aconseja llevar a la práctica varios tipos de pratericultura (...). Dicha *heterogeneidad* favorece a todas luces el establecimiento de explotaciones mixtas, dotadas de una parte intensiva y otra extensiva”. El propio Montserrat (2001), sigue insistiendo recientemente: “en ambiente mediterráneo, el pastoreo tradicional, como *sistema retroalimentado* eficazmente, logró un paisaje con sus elementos ensamblados, ajustados con espontaneidad. El *gestor rural* debe conocer estos mecanismos y usar las *fuerzas naturales* con eficacia”.

Algunos *jeremías* del conservacionismo suelen considerar el paisaje mediterráneo con una visión exclusivamente catastrofista donde sólo observan erosión, desertificación, deforestación y degradación en general por *culpa*, por supuesto, de la “perversa” acción secular del hombre y de sus ganados (especialmente cabras, animal maldito para judíos

y cristianos como se sabe). Consideramos que esta visión de culpabilidad, tan propia de la cultura judeo-cristiana es, como poco, simplista y muy probablemente errónea. Apuntaremos a continuación algunos planteamientos “a contrario sensu”.

Para Montoya (1983), la diversidad del paisaje mediterráneo le da *estabilidad* y capacidad de *autorregulación* y *homeostasis*, derivadas de las múltiples interacciones entre las distintas unidades. Según Mantecón (1998), la acción humana continuada ha logrado mantener unos ecosistemas en unas condiciones adecuadas.

Un territorio con paisaje en mosaico presenta también mayores posibilidades para la fauna silvestre y, por tanto, incrementa la diversidad animal. Igualmente, a ésta contribuye la diversidad genética ligada a las razas ganaderas autóctonas.

Ferrer-Benimeli y Broca (1999) plantean que los paisajes abiertos, heterogéneos, en mosaico, con alta diversidad β , aunque a veces se han descrito como degradados, son de hecho áreas mucho más atractivas, amenas y útiles para todo tipo de actividades (explotación, accesibilidad, actividades lúdicas, etc.) que las formaciones leñosas densas, cerradas, con uniformidad biológica, incendiables e inaccesibles muchas veces: el llamado “desierto verde” (Perevolotsky y Seligman, 1998).

En conclusión, los autores consideran que la acción humana continuada sobre el paisaje mediterráneo ha dejado, sin duda, sus huellas en él y que, como resultado, hemos heredado un paisaje *alterado* con respecto al primigenio (el del Paleolítico) pero no necesariamente *degradado*, salvo en casos muy concretos y puntuales. Por todo ello, según Marañón (1997), “una política de conservación de la biodiversidad debe intentar proteger unidades de paisaje”.

DIVERSIDAD GEOGRÁFICA

Este concepto se refiere a los *diversos ecosistemas de una región*. Si nos ceñimos al ámbito de los pastos, cabe recordar que ya en la I Reunión Científica de la SEEP, Bellot (1960) planteaba: “¿qué se deduce de esta gran *diversidad* de tipos de pastos que varían considerablemente en su composición botánica y por tanto en su composición química, digestibilidad, gustabilidad, valor forrajero, calidad para ensilado, etc., es decir, todas las cualidades como pasto?. La necesidad imprescindible de una *clasificación* de carácter botánico-ecológico (de los pastos) para su sistematización, sistematización que es, a nuestro juicio, uno de los fines fundamentales de nuestra Sociedad”. Posteriormente, Miró *et al.* (1975) aluden a la clasificación de los pastos naturales de España “en los *círculos de vegetación* Mediterráneo, Atlántico Centroeuropeo y Alpino” según Rivas-Goday y Rivas-Martínez (1963).

En España, la heterogeneidad litológica, geomorfológica, edáfica y bioclimática da lugar no sólo a la aparición de diversos ecosistemas en regiones relativamente pequeñas, sino también a los correspondientes ecotonos, caracterizados por diversidades muy altas. Sirva de ejemplo el caso de los pastos semiáridos del Oeste español (Gómez-Gutierrez *et al.*, 1975) que, aunque en plena región Mediterránea, debido a la altitud (600-900 m) y a la proximidad del Atlántico, hace ecotonía con la región Nemoral Eurosiberiana.

Conviene recordar que de las cinco *regiones biogeográficas* consideradas en la *Directiva 92/43/CEE* sobre la *Red Natura 2000*, cuatro están representadas en España: Alpina, Atlántica, Mediterránea y Macaronésica. De los 170 tipos de *hábitats* naturales seleccionados por esta Directiva, el 60 % están representados en España; cifra que asciende al 85 % de los mediterráneos y al 100 % de los macaronésicos.

DIVERSIDAD Y FITOSOCIOLOGÍA

Tanto la diversidad espacial como la geográfica se traducen en la necesidad del establecimiento de comunidades vegetales a diferentes escalas, que son objeto de estudio de la Fitosociología. Por ello se ha acuñado el término *Biodiversidad fitocenótica* (Rodríguez-Rojo y Sánchez, 2001).

Ya en la I Reunión Científica de la SEEP se produjeron numerosas intervenciones a favor del método fitosociológico, de entre las que destacamos las siguientes: Rivas-Goday (1960): “considero que la base para la clasificación de nuestros pastos debe ser la Fitosociología (...). Florística, sociología y ecología de las comunidades, y su precisa sistematización, es la base de la ya clásica Fitosociología”. Montserrat (1960): “la clasificación fitosociológica será fundamental para establecer tipos de pastos”. Bellot (1960): “yo quisiera (...) resaltar la necesidad de la preparación de la cartografía fitosociológica de los pastos. Cartografía que sería la expresión de todas las características ecológicas con sus variaciones y matices. Todos conocemos el resurgimiento alemán agrícola (...); pues bien, desde 1951, por orden del Ministerio de Agricultura, la República Federal Alemana está realizando el citado mapa (...). Los trabajos químicos y bioquímicos descansarán sobre una base firme y serán comparables cuando estén hechos sobre pastos previamente definidos fitosociológicamente (...). De los métodos fitosociológicos, el más aceptado hoy es el de *Braun-Blanquet* y *Tuxen* (...), por ello creemos que es el más adecuado a nuestro trabajo y al que debemos adaptarnos”. No obstante, este autor hace la salvedad de que el método de estimación de la abundancia-dominancia en Fitosociología (+,1,2,3,4,5) es muy subjetivo y no responde a los análisis ponderales, por lo que no puede utilizarse para correlaciones con datos

analíticos químicos de los pastos.

Durante toda la historia de la SEEP han sido incontables los trabajos presentados sobre descripciones fitosociológicas de nuestros pastos y sobre evaluaciones de todo tipo realizadas sobre bases y tipologías fitosociológicas. Todos ellos, llevan implícitos estudios de riqueza florística y biodiversidad, aunque esta última palabra no aparezca en los textos. Citarlos aquí resultaría prolijo e innecesario.

La adopción del método fitosociológico en la clasificación de los Hábitats Europeos Comunitarios (Directiva 92/43/CCC), ha extendido su influencia incluso hacia países tradicionalmente ajenos a la misma, como Gran Bretaña. La cartografía realizada en toda España de los *hábitats prioritarios* y de *interés comunitario* puede servir de apoyo para la cartografía de pastos promovida desde la SEEP.

LA BIODIVERSIDAD EN LOS PASTOS CON ARBOLADO

Cuando se habla de pastos, normalmente se suele pensar exclusivamente en formaciones abiertas con hierba o, como mucho, con especies arbustivas. Sin embargo, en España hay 3 700 000 ha de *pastos con arbolado denso* y otras 3 750 000 ha de *pastos con arbolado ralo* y *dehesas* (véase terminología en Ferrer-Benimeli *et al.*, 2001). Ello implica que el 15 % de la superficie española está constituida por pastos con arbolado.

El efecto de los árboles sobre los estratos inferiores (herbáceo y arbustivo) se traduce en cambios estructurales que afectan a la diversidad. Por esta razón, estos aspectos han sido tratados muy especialmente en las zonas de dehesa. Ya en 1961 Montserrat presenta un trabajo en la II Reunión Científica de la SEEP sobre “La sombra y sus efectos sobre el pasto”, refiriéndose a la provocada por los árboles. El propio Montserrat (2001) explica cómo la explotación pastoral modela paisajes, vacía la masa forestal, crea y multiplica contactos, aumentando la diversidad. “En nuestro clima, el bosque avasalla, sombrea, homogeneiza y elimina plantas heliófilas, precisamente las más variadas y difíciles de mantener”.

Pero la influencia del arbolado sobre los estratos inferiores no se debe sólo a la sombra, sino que es consecuencia de la modificación, a nivel de micro y mesohábitat, de factores ambientales tales como la radiación solar, la precipitación, la humedad y la disponibilidad de espacio, agua y nutrientes. El desarrollo del estrato arbóreo elimina microhábitats, sólo sobreviven bien especies umbrófilas, trepadoras y epifitas, hay una reducción de anuales y geófitas, etc.; todo lo cual se traduce en un descenso de la diversidad con respecto a zonas más abiertas (Díez *et al.*, 1992; Díaz *et al.*, 1999; Ferrer-Benimeli y Broca, 1999).

Por otro lado, en las áreas con arbolado hay que considerar la diversidad por estratos. La diversidad en el estrato "de copas", correspondiente a los árboles, suele ser siempre inferior a la de los estratos "arbustivo" y "herbáceo", a no ser que las copas creen condiciones microclimáticas que "ahoguen" a estos últimos. En general, una reducción en la diversidad en los estratos del sotobosque, por las razones que sea, nunca viene compensada por el posible aumento de la diversidad en las copas (árboles).

Además de los factores ambientales mencionados, en el caso de las dehesas cabe añadir la influencia del ganado cuando sesteaa (y pisotea) bajo los árboles, que crea una situación que soportan pocas especies: *Festuca rubra* y *Lolium perenne*, por ejemplo, en dehesas de *Quercus pyrenaica* (Díez *et al.*, 1992).

En general, y por todo lo anterior, se encuentran mayores valores de biodiversidad en los claros que en las zonas arboladas. Según Díaz *et al.* (1999), en un pasto abierto la heterogeneidad espacial de los hábitats permite la coexistencia de muchas especies; los efectos de la competencia se ven reducidos por la ausencia de sombra. Luis *et al.* (1987), comparando claros y bosque de melojo, obtienen valores más elevados de diversidad en la zona de claro. Para Boza *et al.* (1997), el pasto desarbolado presenta más diversidad florística, mayor densidad de plantas y más calidad de la oferta forrajera.

Por otro lado, y al menos en ámbito mediterráneo, según Ferrer-Benimeli y Broca (1999) la diversidad suele ser mayor en formaciones leñosas más o menos abiertas que en los extremos de bosque denso y pasto herbáceo (Figura 3). Así, Fernández-García *et al.* (1994), en sistemas agrosilvopastorales de montaña del SE ibérico encuentran los valores más altos de diversidad H' (3,06-3,63) en comunidades de matorral desarbolado; en pinares, son mucho más diversos los estructurados en mosaico (2,81-3,05) que los pinares continuos (1,74-2,69); y en encinares, son más diversos los abiertos y semiabiertos (3,20-3,81) que los cerrados (2,7-3,0). Estos mismos autores consideran "que en las prácticas de silvicultura mediterránea (pinares en mosaico y encinares aclarados), el mantenimiento de áreas de matorral y el manejo racional del pastoreo son las alternativas más adecuadas de uso en áreas desfavorecidas de montaña y que están dentro del marco de los objetivos de desarrollo sostenido, reforestación y protección ambiental que propone la PAC".

Finalmente, muchas investigaciones se han planteado en forma de gradientes desde el tronco de los árboles a los espacios abiertos, con el fin de observar el efecto del arbolado sobre la vegetación subyacente. Todas ellas parecen de acuerdo en que la menor diversidad (y mayor dominancia de algunas especies, por tanto), se produce bajo la copa e incluso en las zonas más próximas al pie del árbol (Alonso *et al.*, 1979; Tárrega y Luis, 1981; Puerto *et al.*, 1988; Rico y Puerto, 1988-89; Díez *et al.*, 1992). La máxima

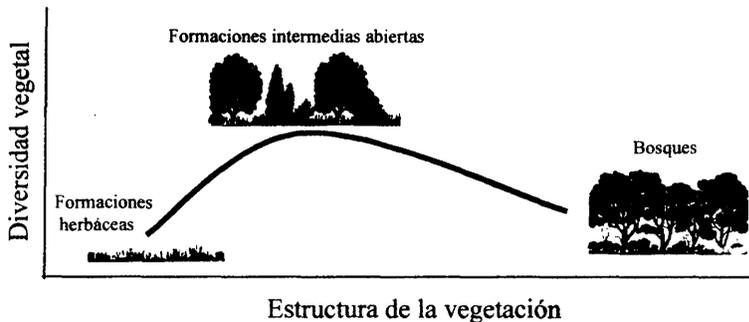


FIGURA 3

Relación esquemática entre la estructura de la vegetación y la diversidad vegetal.

Schematic relationship between the structure of the vegetation and the plant diversity.

diversidad es encontrada por todos estos autores en la proyección del borde de la copa, descendiendo algo de nuevo hacia la zona abierta (Figura 4). Hernández *et al.* (2001), en el paisaje de La Alcarria, encuentran que el número de especies es más bajo en los pastos de las vías pecuarias que en los de la *orla* del quejigar-encinar, coincidiendo con la tesis anterior. Tárrega y Luis (1981) y Díez *et al.* (1992) prolongan el efecto borde de copa en la dirección N, dado que en esta orientación el efecto sombra también lo hace.



FIGURA 4

Gradiente de la diversidad vegetal desde el tronco de los árboles a los espacios abiertos.

Plant diversity gradient from the tree trunk to the open areas.

LA BIODIVERSIDAD EN LA SUCESIÓN VEGETAL

En el epígrafe inicial de este trabajo ("Concepto de Biodiversidad") ya se han comentado los *modelos temporales* en la distribución y densidad de las especies, que vienen regidos por la *teoría de la sucesión* de comunidades vegetales. Por ello, Marañón (1997) considera que la biodiversidad no es estática sino que está en un proceso evolutivo de cambio continuo. Es la llamada sucesión vegetal, que debe tenerse muy en cuenta en las valoraciones de diversidad. Las medidas instantáneas de diversidad posiblemente no tienen todas igual valor, pues algunas corresponden a estructuras que perduran en el tiempo, mientras que otras corresponden a situaciones particularmente inestables que varían continuamente (Margalef, 1974).

Según Montserrat (1972), "las comunidades naturales tienden hacia una *complejidad progresiva*, aumenta la diversidad (más nichos ecológicos) y se complica la estructura comunitaria (estratos diversificados...) tanto en suelo como en vuelo". El aumento en la complejidad de la red trófica se relaciona indudablemente con la diversidad. Por otro lado, en la sucesión aumenta más la diversidad β (manchas heterogéneas que forman la comunidad) que la diversidad α o taxonómica (puramente local). La diversidad disminuye dentro de cada nicho, pero aumenta el número de nichos (Margalef, 1974).

Puerto (1976) y García-Rodríguez *et al.* (1986) señalan que, en efecto, la teoría ecológica clásica acepta como tendencia general el aumento de la diversidad con el transcurso del tiempo a lo largo de la sucesión (*Monk*, 1967; *Odum*, 1969; *Auclair y Goff*, 1971; *Margalef*, 1980).

En la sucesión, la materia orgánica producida es totalmente invertida y utilizada. Si ésta no se invierte y se acumula, por ejemplo dando lugar a turberas, la diversidad es baja (Margalef, 1974).

Todas las *series evolutivas* (Figura 5) tienden hacia un estadio final muy bien estructurado, rico en especies altamente especializadas y con elevada diversidad, que da lugar a comunidades más estables, las llamadas "climax", capaces de soportar cambios climáticos algo fuertes sin apenas modificar su estructura comunitaria (Montserrat, 1972). En las primeras etapas de la sucesión una parte muy importante de la biomasa está formada por *especies dominantes*, pioneras y especialmente prolíficas, mientras que en las etapas "finales" la dominancia es compartida o múltiple (o hay falta total de dominancia) y a base de especies *persistentes*, es decir que se multiplican menos pero resisten más (Margalef, 1974).

Como señalan Puerto (1976) y Ferrer-Benimeli y Broca (1999), aunque, como se ha dicho, la tendencia general es a un aumento progresivo de la diversidad con la sucesión vegetal (pero que no suele rebasar lo 5 bits), en muchos casos se observa un ligero

decrecimiento de aquélla en las etapas más avanzadas, cercanas a la climax boscosa (Loucks, 1970; Shaft y Yarraton, 1973; Nicholson y Monk, 1974; Margalef, 1974; Bazzar, 1975). Esta cuestión (Figura 5) concuerda con lo expuesto en el epígrafe anterior acerca de las zonas arboladas.

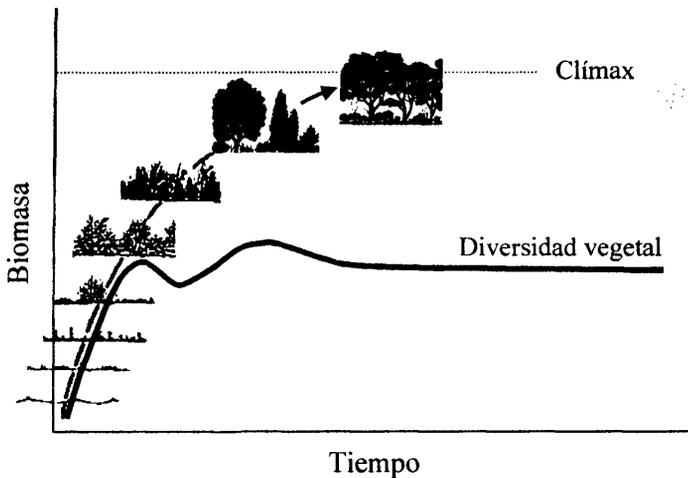


FIGURA 5

Representación esquemática de una sucesión vegetal con climax boscosa y gradiente de la diversidad vegetal. (Véase también la Figura 3).

Schematic illustration of a wooded climax plant succession and plant diversity gradient. (See also the Figure 3).

Sucesión y pastoreo

Bellot (1960), en la I Reunión Científica de la SEEP, considera que los estudios de sucesión son imprescindibles y que ésta se ve influenciada no sólo por el pastoreo en general, sino por los diferentes tipos de ganados (bovino, ovino, equino, etc.). Montserrat y Fillat (1973) abundan en este mismo hecho: el bovino combate a los helechos; el ovino controla *Senecio jacobaea*; el equino lo hace con juncos, carrizales y cardos; etc.

Según García-Rodríguez *et al.* (1986), la presión diferencial ejercida por los herbívoros interviene en la dominancia de las especies y en la dinámica de la comunidad (Mills, 1983). Más adelante hablaremos del “pastoreo selectivo”.

Ferrer-Lorés *et al.* (1997b) insisten en que los ungulados pueden acelerar o retardar los procesos de sucesión vegetal, controlando además la flexibilidad de las fitocenosis con sus estados alternativos (por ejemplo, bosque *versus* pasto).

Sucesión post-abandono de cultivos

Para Malo *et al.* (1994), “la sucesión en cultivos abandonados es un tema clásico en ecología, existiendo abundante información sobre los patrones generales de cambio de estructura y composición de distintas comunidades vegetales”.

Es un hecho aceptado que los valores de diversidad aumentan conforme transcurre el tiempo de abandono (Zuazúa *et al.* 1985). Rivero y Puerto (1997a, b) observan, tras el abandono de cultivos itinerantes de cereal en la provincia de Salamanca, un aumento de *H'* desde 0,69 en el año 0 hasta 2,25 después de “muchos años de abandono”.

En la sucesión post-abandono de cultivos intervienen, según Malo *et al.* (1994) diversas condicionantes ambientales y de manejo. Entre las condiciones ambientales cabría citar, por supuesto, el clima de la zona pero, lógicamente, el banco de semillas del suelo y los “elementos” vegetales circundantes son determinantes en la recolonización de los campos abandonados. Y esto último, a dos niveles al menos: linderos del campo (presencia o no de caméfitos, por ejemplo) y tipo de vegetación del monte periférico. Entre las condiciones de manejo es fundamental el hecho de que, una vez retirado el cultivo del campo, se realice en él pastoreo o no. A su vez, y en caso de pastoreo, la intensidad del mismo (carga ganadera), el tipo de ganado y la procedencia y movimientos de éste, a los efectos de la dispersión endo y exozoócora de las semillas por los propios animales. Citaremos algunos ejemplos en los párrafos posteriores.

Zuazúa *et al.* (1985), en campos de cultivo abandonados en las tierras altas de León, se refieren al efecto catalizador de las condiciones climáticas, que pueden frenar o acelerar la trayectoria en el tiempo de la sucesión.

Los primeros años de abandono están caracterizados por una alta ocupación del suelo con especies terófitas (por ejemplo de *Ruderali-Secalinetea cerealis*) germinadas, en general, a partir del banco de semillas del suelo (Ferrer-Benimeli *et al.*, 1995; Pastor y Hernández, 2001).

Según Malo *et al.* (1994), en pastos de Madrid, una carga ganadera baja y linderos del campo sin caméfitos, dan lugar con el tiempo a un pasto herbáceo maduro dominado por *Dactylis glomerata*, sin matorral y con alta diversidad. En pastos de Badajoz, una elevada carga ganadera y linderos sin caméfitos, dan también lugar a un pasto herbáceo sin matorral y con alta diversidad, pero dominado por *Poa bulbosa*. En Soria, con carga ganadera baja, linderos con caméfitos y frío, ocurre una rápida matorralización y una pérdida de diversidad.

Ferrer-Benimeli *et al.* (1995), en bancales abandonados del Maestrazgo detectan que tras 40 años de abandono y sin pastoreo, se llega a una vegetación con un recubrimiento de 62 % de especies arbustivas y 9 % de especies arbóreas, con poca riqueza específica

en las especies herbáceas. En bancales pastoreados, tras los 40 años, el recubrimiento de especies herbáceas es de 13 % en terófitos y 64 % en perennes, presentando además gran riqueza específica, quedando las especies arbustivas en sólo un 10 % y las arbóreas en un 5 % (el resto es suelo desnudo).

Ferrer-Lorés *et al.* (1998), en aulagares (*Genista scorpius*), detectan más riqueza específica en las áreas de monte (y con más especies “pastorales”) que en los campos de cultivo abandonados, menos pastados que el monte circundante. Sin embargo, en los coscojares (*Quercus coccifera*) ocurre lo contrario; en este caso los campos abandonados presentan más especies (y de mayor “valor pastoral”) y soportan más presión ganadera que el monte correspondiente.

Es también importante el papel jugado, en la sucesión post-abandono, por la dispersión endozócora de semillas a través de los excrementos de ovino (Malo, 1994). Según este autor, en pastos peninsulares, el pastoreo moderado recoloniza los antiguos cultivos con multitud de leguminosas de importante valor forrajero (*Anthyllis*, *Biserrula*, *Medicago*, *Ornithopus*, *Trifolium*, *Trigonella*), así como con especies típicas de estadios sucesionales avanzados, tanto perennes como leñosas (*Helianthemum*, *Lithodora*, etc.). Sobre la endozoocoria se insistirá más adelante.

Sucesión post-fuego

Según García-Rodríguez *et al.* (1986), la sucesión post-fuego suele adaptarse a los patrones generales de incremento progresivo de la diversidad (Shafy y Yarraton, 1973); por ejemplo, en piornales secos (*Cytisus purgans*), tras el fuego la diversidad se incrementa ligeramente los tres primeros años y decae a partir del cuarto por la recuperación y dominancia del piorno. Más adelante también se volverá a insistir sobre esta cuestión.

INTERVENCION ANTRÓPICA Y DIVERSIDAD

Nuestro paisaje viene soportando durante milenios las consecuencias de las actividades humanas. Además del pastoreo (cuyos efectos sobre la biodiversidad trataremos con detalle más adelante), debemos citar la tala de bosques (material de construcción, combustible, etc.), roturación de tierras para la agricultura (alimentos, fibras, etc.), aclareo del terreno para poblamientos y líneas de comunicación, incendios derivados de la actividad humana, etc. Todas estas actividades, como se ha dicho antes, han dejado sin duda sus huellas sobre el paisaje primigenio (anterior al Neolítico), lo han *alterado*, aunque no necesariamente *degradado* (Ferrer-Benimeli y Broca, 1999).

La intervención antrópica sobre los ecosistemas se traduce siempre en una simplificación de los mismos y, por tanto, en una pérdida de biodiversidad. La explotación del territorio por el hombre retrotrae las comunidades a etapas más o menos iniciales de la sucesión, con estímulo de las especies con alta tasa de renovación (estrategas de la "r") frente a las especies persistentes (estrategas de la "K").

Según Pastor *et al.* (2001), "en los sistemas antropizados, los índices de diversidad no pueden caracterizar únicamente la heterogeneidad que muestran dichos sistemas y se hace necesario recurrir también a la Teoría de la Información para caracterizar otros mensajes". Los "perfiles ecológicos" o de "información mutua", ya mencionados, constituyen buenas herramientas en este sentido.

Si nos referimos exclusivamente a las actividades agrarias, "la agricultura no es otra cosa que una simplificación de los ecosistemas naturales" (Margalef, 1974), "reduciendo su estructura para poder dirigir mejor el flujo energético hacia producciones utilizables por el hombre" (Montserrat, 1972).

De las actividades agrarias nos vamos a referir en este trabajo únicamente a las derivadas de la *intervención humana sobre los pastos*. Según Llana *et al.* (1990) los factores de *manejo* son descriptores más importantes de la composición florística que muchas de las variables ambientales y son comparables a las de los factores físicos más influyentes (la altitud, por ejemplo).

La intervención humana (el manejo) sobre el pasto puede realizarse de muchas formas: pastoreo, desbroce, fuego, mantenimiento y explotación de los prados de siega, etc. A ello nos referiremos a continuación.

Pastoreo y biodiversidad

Según Levassor *et al.* (1981) debería "profundizarse en estudios sobre el papel del pastoreo en la *estabilidad del paisaje*, el mantenimiento de la *diversidad ecológica* y la *prevención del incendio*, optimizándose la *carga ganadera* según épocas y ecosistemas".

Pastoreo selectivo

Es un hecho conocido desde antiguo que el pastoreo favorece a algunas especies del pasto y perjudica a otras e incluso da lugar a la aparición y desaparición de especies en el ecosistema pastado (Montserrat y Ocaña, 1960). En efecto, el pastoreo actúa sobre la riqueza específica por selectividad del ganado en su alimentación, lo que modifica las relaciones de competencia y cooperación entre plantas (Ferrer-Benimeli y Broca, 1999). Según Ferrer-Lorés *et al.* (1997b), este uso selectivo debe ser considerado a todas las

escalas: plantas, parcela y paisaje (Senft *et al.*, 1987; McNaughton, 1989; Coughour, 1991; Seagle *et al.*, 1992).

La coevolución herbívoros-hierba ha dado lugar a “plantas extraordinariamente adaptadas a ser explotadas y rozadas periódicamente” (Montserrat, 1972). En términos generales, y según Traba *et al.* (1996) y Ferrer-Lorés *et al.*, 1997b), el pastoreo favorece a las terófitas, a las que producen mucha semilla (Owen, 1980), a las de alta tasa de crecimiento (Grime, 1979) y a las que tienen más posibilidades de reproducción vegetativa (Eriksson, 1989), incentivando el pastoreo la creación de tallos secundarios y vástagos en poco tiempo (Scouthwood, 1988; Aarssen e Irwin, 1991; Hofstede *et al.*, 1995). Según Díaz *et al.* (1999), también las leguminosas se ven favorecidas por el pastoreo (Naveh y Whittaker, 1979).

En cambio, la perturbación producida por el pastoreo (Traba *et al.*, 1996) afecta negativamente a las especies más competitivas y por tanto dominantes (Grubb, 1977; Hulme, 1996). Traba *et al.* (1996) también constatan el efecto negativo de la herbivoría sobre ciertas especies por el consumo de flores y frutos (Belsky, 1986; Verkaar, 1988).

Pisoteo del ganado

Es un tópico considerar al pisoteo del ganado como un factor del pastoreo exclusivamente negativo. Es cierto que cargas ganaderas excesivas pueden producir erosiones (especialmente en suelos y topografías sensibles). Pero la acción del pisoteo, a los efectos del mantenimiento del paisaje y de la biodiversidad, puede tener efectos positivos. Por ejemplo, el pisoteo contrarresta la dominancia de arbustos en el monte, al *quebrar* las especies leñosas, al menos en sus estadios iniciales.

Es obvio también que la acción del pisoteo favorece, a modo de *rulo*, a las especies estoloníferas puesto que al aplicar los tallos al suelo, a partir de sus nudos se desarrollan raíces y brotes.

Pero quizás la acción más relevante del pisoteo con respecto a la biodiversidad es la formación de irregularidades del terreno, con pequeñas calvas de *denuación* (que no es sinónimo de erosión) o incluso de pequeñas depresiones donde se acumula agua (Lucena *et al.* (1963). Ferrer-Lorés *et al.* (1997b) detectan un aumento de *Carex flacca* en pastos con arbolado de quejigo de la Navarra Media, que atribuyen precisamente al agua de lluvia acumulada en dichas *microdepresiones*.

Traba *et al.* (1996), Marañón (1995), Ferrer-Lorés *et al.* (1997b) y Ferrer-Benimeli y Broca (1999) aluden en sus trabajos a estas calvas, huecos, “microhábitats”, “safe sites”, etc. que provoca el ganado con su pisoteo, considerándolos como “nichos de regeneración” (Grubb, 1977). Estos “nichos” son colonizados por semillas según

modelos de azar (*Watt y Gibson, 1988; Bullock et al., 1994*) o bien por germinación de semillas del suelo (banco), que se benefician del espacio y de la luz (*Hulme, 1996*) y de la producción de necromasa de plantas vecinas (*Crawley, 1983; Caswell y Cohen, 1991*). Todo ello podría explicar también la elevada riqueza de especies anuales en los pastos mediterráneos, ya comentada anteriormente. *Fernández-Rebollo et al. (2001)* relacionan el aumento del suelo desnudo provocado por el pastoreo, con el incremento de geófitos y terófitos.

Excretas del ganado: fertilización y nitrofilia

Las excretas del ganado, incorporadas al suelo directamente a través del pastoreo, son evidentemente *fertilizantes* (abonado, enmienda y corrector). Para *Montserrat (1996)*, las deyecciones del ganado “estimulan la vida en el suelo, reparten fertilidad y crean así muchas oportunidades para mantener la diversificación del manto vegetal”. *Ferrer-Lorés et al. (1997b)* resaltan la *heterogeneidad en la distribución* de las excretas por el ganado (*Grant et al., 1996*) y su consecuencia sobre la diversidad vegetal.

Lucena et al. (1963) atribuyen, en parte, a los excrementos del ganado la elevada riqueza florística de las dehesas del Oeste de España. *Torres et al. (2001)* consideran que el aporte nitrogenado de la ganadería extensiva, en pastizales de las Sierras Subbéticas, “favorece el aumento de la cobertura de las especies en superficie, a la vez que la composición florística se enriquece en gramíneas y leguminosas”.

Debe considerarse también en este epígrafe el caso especial de los “majadales” que, según *Ferrer et al. (2001)*, corresponden a zonas con “vegetación más o menos nitrófila de los alrededores de los albergues de pastor y, por extensión, de otros reposaderos del ganado, que ocupa por tanto áreas concretas y relativamente reducidas de pastos extensivos y semiextensivos”. Siguiendo a estos mismos autores, la nitrofilia puede llegar a convertirse en una auténtica eutrofia apareciendo, por un lado, fenómenos de sequía fisiológica y, por otro, la invasión de hierbas nitrófilas (ortigas, cardos, espinacas silvestres, sanguinarias, etc.). Como ejemplos de vegetación de majadal se pueden citar fitocenosis de *Artemisietea*, parte de *Ruderali-Secalinetea* (*Chenopodietalia muralis*, por ejemplo), lodazales y gramales de *Plantaginetalia* y comunidades de *Poa bulbosa*.

No deben confundirse los conceptos de especies “nitrófilas” o “subnitrófilas” y “ruderales”. Según *Pastor y Hernández (2001)*, las “ruderales” corresponden a sitios con perturbaciones antrópicas pero éstas no siempre se traducen en nitrofilia. Hay “especies que no buscan con especial avidez este nutriente (el nitrógeno) o lo que también es probable, compiten por él en inferioridad de condiciones y, en cambio, buscan otros nutrientes que la perturbación antrópica les ofrece”. Por lo tanto, “el concepto de

nitrofilia aplicado de forma masiva a las especies de sitios antropizados (...) sin ser inexacto casi siempre es un término ambiguo y en ocasiones no muy adecuado”.

Excretas del ganado: endozoocoria

Malo y Suárez (1994) señalan la importancia de la dispersión de las semillas en excrementos de herbívoros (dispersión endozoócora), ya comentada anteriormente, y que incide por tanto en aspectos de la biodiversidad. Según estos mismos autores (Malo y Suárez, 1995), la colonización de especies dispersadas endozoócoramente puede verse favorecida por la perturbación que genera el propio excremento, eliminando la cobertura herbácea. Volveríamos por tanto a considerar el caso de las calvas, huecos o “micrositios” ya comentados en el epígrafe del *pisoteo*, si bien en este caso originados por otro factor del pastoreo, las deyecciones.

Malo y Suárez (2001) analizan la supervivencia de semillas dispersadas con los excrementos de vacas, estableciendo algunas hipótesis. Por ejemplo, que una alta densidad de semillas en los excrementos puede atraer a predadores (hormigas, ratones, etc.); se trata de una predación “densodependiente” (Janzen, 1982). Que la actividad microbiana puede producir pérdida de viabilidad de semillas. Que algunas semillas inician su germinación en los excrementos frescos y mueren desecadas en las primeras fases de desarrollo (Janzen, 1983; Janzen *et al.*, 1985); por ello se registran mayores pérdidas en las semillas fácilmente germinables.

Arrieta y Suárez (2001) han estudiado la dispersión endozoócora del acebo por ganado vacuno. El acebo ha sido considerado tradicionalmente como una especie típicamente dispersada por las aves. Sin embargo, el vacuno que ramonea el acebo, especialmente en invierno cuando escasea la hierba y el acebo fructifica, ha resultado ser un buen vector endozoócoro

Exozoocoria

Un reciente trabajo de Traba *et al.* (2001) constituye un pequeño tratado de exozoocoria, del que extraemos la información que sigue a continuación. Las especies exozoócoras son aquéllas cuyas semillas pueden ser transportadas por la lana, la piel o las pezuñas de los animales. Se consideran especies exozoócoras (o epizoócoras) aquéllas cuyas semillas presentan adaptaciones morfológicas tales como ganchos, puntas, cubiertas de mucílago o similares, que ayudan a adherirse al pelo, piel o pezuñas de los animales.

Parece que las relaciones entre animales y plantas epizoócoras son ancestrales (Milton *et al.*, 1990), que la exozoocoria es un fenómeno de gran importancia en medios

perturbados y pastoreados (Sorensen, 1986; Milton *et al.*, 1990; Willson *et al.*, 1990) y que su trascendencia como vector dispersivo en la dinámica funcional de las comunidades y sistemas podría superar a la de la endozoocoria (Sorensen, 1986). La repercusión de la exozoocoria en la biodiversidad de los ecosistemas resulta por tanto obvia.

Sin embargo, no sólo las especies calificadas como exozoócoras pueden ser dispersadas por adhesión y, a la inversa, las adaptaciones morfológicas citadas pueden tener otras funciones. Veamos ambas cuestiones.

Las especies *anemócoras* (con alas, plumas, vilanos, etc. que facilitan el vuelo) también pueden ser dispersadas por adhesión, especialmente si estas adaptaciones se encuentran ligeramente húmedas. Las llamadas especies *pasivas* (sin adaptaciones especiales) pueden igualmente ser diseminadas por exozoocoria, especialmente por la base del pie o de la pezuña del animal.

Los ganchos, espinas, etc., adaptaciones de alto coste energético y evolutivo (Sorensen, 1986; Fisher *et al.*, 1996), pueden ser también estrategias para evitar la depredación o para fijarse mejor en el suelo. Igualmente, los mucílago o similares podrían servir para aumentar su capacidad de fijación al suelo (Sorensen, 1986).

Efectos de la intensidad del pastoreo

La intensidad de pastoreo es una variable que suele medirse en términos de *carga ganadera*, es decir, ovejas ha⁻¹, vacas ha⁻¹, cabezas ha⁻¹, UGM ha⁻¹, etc. Debe diferenciarse, no obstante, la llamada *carga instantánea* o *densidad de ganado*, que se refiere a un tiempo determinado (1 semana, 1 mes, etc.), de la *carga anual*, referida a un año (por ejemplo vacas ha⁻¹ año⁻¹) y que suele ser muy utilizada para definir intensificación o extensificación y el correspondiente derecho al cobro de primas o subvenciones. Nosotros nos referiremos en principio a la carga instantánea, si bien es cierto que ésta determina, en último término, la carga anual.

Sin embargo, las cifras absolutas dicen poco: una carga de 0,5 UGM ha⁻¹ puede ser infrapastoreo en unos ecosistemas y sobrepastoreo en otros. Por ello debe huirse de asociar, en términos absolutos al menos, los conceptos de carga y de intensidad de pastoreo. Según Ferrer-Benimeli y Broca (2001) puede definirse como *pastoreo moderado* el equiparable al que realizan los ungulados salvajes (Puerto, 1976); se define como *pastoreo intenso* (que no debe confundirse con pastoreo intensivo) al consumo del 60 % de la producción anual de biomasa pastable (Perevolotsky y Seligman, 1988); el *sobrepastoreo* no es una medida absoluta de carga, ni un concepto apriorístico porque se detecta "a posteriori", cuando el ganado ocasiona un deterioro severo y a largo plazo

sobre la productividad y la diversidad, provoca erosiones, etc. (Wilson y McLeod, 1991); en el otro extremo, el *infrapastoreo*, inferior al *pastoreo moderado*, implicaría un aprovechamiento ganadero insignificante.

En el epígrafe sobre “Perturbaciones” ya se ha comentado cómo los mayores valores de diversidad se encuadran en niveles intermedios de perturbación (Grime, 1979). Si se considera el pastoreo como un tipo de perturbación, todo parece indicar que seguirá la misma norma. Los extremos de biodiversidad los encontramos pues en el *infrapastoreo* y en el *sobrepastoreo*, y el máximo corresponde al *pastoreo intenso* (Figura 6).

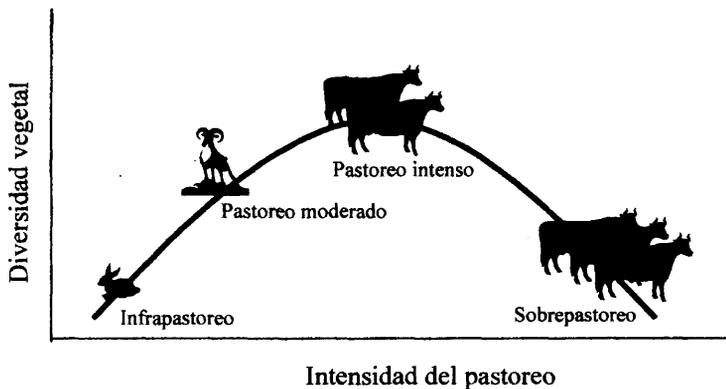


FIGURA 6

Relación esquemática entre la intensidad del pastoreo y la diversidad vegetal. El pastoreo intenso implica el consumo del 60 % de la biomasa pastable.

Schematic relationship between grazing intensity and plant diversity. Intense grazing implies the consumption of the 60 % of the grazeable biomass.

La *exclusión del pastoreo* se traduce en un acusado descenso de diversidad (Traba *et al.*, 1996), acompañado de una pérdida de calidad por la disminución de leguminosas, como demuestran Fernández-Santos *et al.* (1990, 1992) en comunidades de *Cytisus multiflorus*. Con exclusión del pastoreo hay una clara dominancia de las especies más competitivas, en general gramíneas; por ejemplo *Helictotrichon* en pastos con arbolado de la Navarra Media (Ferrer-Lorés *et al.*, 1997a,b; Ferrer-Benimeli *et al.*, 1997), *Brachypodium retusum* en pastos del Parque Nacional de Sierra Magina, Jaén (Fernández-Rebollo *et al.*, 2001), etc.

Según Ferrer-Lorés *et al.* (1997b) el aumento de la riqueza específica por efecto del pastoreo es reconocido ampliamente (Bobbink *et al.*, 1987; Smith y Rushton, 1994; Smith *et al.*, 1996; Bullock y Pakeman, 1996). Llana *et al.* (1990) aluden al efecto del pastoreo sobre las especies competidoras más agresivas, abriendo espacios ecológicos a otras colonizadoras, denominando a este efecto “coexistencia mediada por el explotador”. Díaz *et al.* (1999) insisten en que el pastoreo limita en cualquier ambiente la exclusión competitiva entre especies vegetales (Grime, 1979). Ferrer-Lorés *et al.* (1997a,b) y Ferrer-Benimeli *et al.* (1997), en pastos con arbolado de Navarra Media, constatan una correlación entre carga ganadera progresivamente mayor y una disminución, también progresiva, de la dominancia de *Helictotrichon* y del grupo de gramíneas en general, a costa de un aumento de “otras” herbáceas, que aprovechan las épocas de descanso del pastoreo para ocupar parte del suelo desnudo, utilizando una estrategia oportunista (Smith y Rushton, 1994). Esto mismo es observado por Leiva y Fernández-Alés (1997) que, comparando pastos mediterráneos del O y SO español y del N y Centro de California, encuentran una fuerte dominancia de gramíneas en California (y menor diversidad), lo que atribuyen a una menor presión de pastoreo allí que en España. Con pastoreo aumentan, por ejemplo, las compuestas y las plantagináceas (Fernández-Rebollo *et al.*, 2001).

Según Ferrer-Benimeli y Broca (1999), los efectos del “infrapastoreo” son más perjudiciales que los de un “pastoreo intenso”.

Para Puerto (1976), el “pastoreo moderado” también puede incrementar la diversidad. Alonso (1997), en brezales, concluye que para mantener la diversidad en la Cornisa Cantábrica se requiere un “pastoreo moderado”, mientras que en Escocia el “sobrepastoreo” amenaza la diversidad de estas comunidades.

Ferrer-Lorés *et al.* (1997a,b) y Ferrer-Benimeli y Broca (1999) plantean que, desde hace tiempo, se admite la hipótesis de que la riqueza específica y la diversidad es mayor en áreas de “pastoreo intenso” (perturbación intermedia) que en zonas con poco pastoreo (“infrapastoreo” y “pastoreo moderado”) o con “sobrepastoreo”. Para estos autores, el “pastoreo intenso” sería una forma eficiente y ecológicamente saludable de uso y gestión del territorio (Perevolotsky y Seligman, 1998). Montserrat y Fillat (1973) dicen que el “pastoreo intenso” permite la existencia de pastos rejuvenecidos, con diversidad de estructuras y funciones que implica gran estabilidad. Díaz *et al.* (1999) indican que un “pastoreo intenso” reduce la competencia y favorece la coexistencia de una gran variedad de especies de tamaño pequeño.

En el caso de “sobrepastoreo”, además de los problemas ya citados de erosión, descenso de la productividad, etc., según Ferrer-Lorés *et al.* (1997a,b) y Ferrer-Benimeli

y Broca (1999) son muy pocas las especies capaces de soportar una defoliación continuada, beneficiándose además las que mejor valorizan los nutrientes reciclados por las deyecciones (Connell, 1978; Huston, 1979; Naveh y Whittaker, 1980; Bakker *et al.*, 1981; Lepart y Escarré, 1983; Collins, 1987; Hartnett *et al.*, 1996; Hulme, 1996; Grant *et al.*, 1996; Lenzi-Grillini *et al.*, 1996). En caso de “sobrepastoreo”, pues, termina por haber dominancia de las especies más *resistentes* a este tipo de “agresión”.

Finalmente, cabe apuntar que, de acuerdo con Ferrer-Lorés *et al.* (1997b) son numerosas las regiones europeas de pastos, abandonadas a todo uso desde hace tiempo, que 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).

La diversificación ganadera

Montserrat y Fillat (1973) enfatizan que en cualquier empresa ganadera extensiva se debe diversificar la ganadería, con animales de distintas exigencias y un orden de prelación del pastoreo bien planeado: primero vacas y luego ovejas, por ejemplo. El propio Montserrat (1996) subraya la diversidad de razas animales adaptadas a diversas funciones y que producen pasto con rapidez, tratándose de “una diversidad organizada durante millones de años”. De nuevo, Montserrat (2001) comenta que la diversificación comercial se obtendrá por “cruces” y “retrocruces”, los más apropiados para mantener la diversidad. Ésta debe ser organizada, naturalizada por la coevolución no interrumpida, y la conseguiremos con rebaños preparados, selectos para cada uno de los ambientes difíciles que tenemos.

Según Sierra (1996), cuando se habla de biodiversidad, la mayoría de la gente, incluso numerosos técnicos y científicos, piensa sólo en la referida a la flora y fauna silvestre. Pero, se pregunta este autor ¿es que la fauna doméstica no es también biodiversa?. “Nuestra ganadería extensiva, rústica y plural está formada por variadas razas autóctonas (...) adaptadas perfectamente por selección natural a cada entorno ecológico, aprovechando los recursos naturales de forma sostenible (...). De ahí la importancia de los sistemas extensivos como base de la reserva genética animal, en una palabra de la biodiversidad (...). La FAO, la UE, la Federación Europea de Zootecnia y más de cien organizaciones científicas y técnicas, se ocupan precisamente de recuperar, conservar y promocionar esas razas autóctonas en peligro, como base del mantenimiento de la citada biodiversidad”.

Las vías pecuarias como corredores ecológicos

Según De Miguel (1998), en España las vías pecuarias (cañadas, cordeles y veredas) tienen un recorrido lineal de 125 000 km y ocupan una extensión de 425 000 ha (casi el 1 % del territorio). Las cifras dadas son suficientemente elocuentes. Para este mismo autor, las vías pecuarias realizan la función de auténticos "corredores ecológicos", evitando el aislamiento de hábitats protegidos por las Directivas de la Comunidad Europea. "Los pastos utilizados por los ganados trashumantes mantienen algunas de las diversidades más altas de comunidades herbáceas".

En biogeografía dinámica los aspectos históricos son muy importantes y en los procesos de colonización, evolución y extinción de especies en los distintos ecosistemas, considerados en ese sentido amplio como "islas" del mosaico geográfico, intervienen en gran medida las conexiones entre ellos. Como se ha dicho, las vías pecuarias han constituido sin duda, históricamente, un medio de enlace entre estas "islas", y en los ecosistemas actuales (flora, fauna y biodiversidad) hay rasgos que sólo se pueden explicar mediante la endozoocoria y exozoocoria ligada a los desplazamientos del ganado.

A modo de ejemplo, y según Arrieta y Suárez (2001), los tiempos medios de tránsito de las semillas por el tracto digestivo de las vacas son de dos a tres días (*Gardener et al.*, 1993), con posibilidad de prolongarse hasta 10 ó 12 días. Los desplazamientos del ganado permiten pues trasladar las semillas a distancias elevadas con respecto a la planta de origen.

Desbroce del monte y biodiversidad

La creación o la conservación de pastos implica, en muchas ocasiones, la necesidad de desbrozar (desarbustar) el monte. Esta operación puede realizarse mediante talas de aclareo, desbroce mecánico de arbustos, fuego, desbroce químico y utilización del ganado como agente desbrozador. Nos ocuparemos en este epígrafe de los efectos del desbroce mecánico y del fuego sobre la diversidad. Los efectos del desbroce por pastoreo ya han sido tratados implícitamente en el epígrafe correspondiente.

Desbroce mecánico

Los efectos del desbroce mecánico sobre la diversidad del estrato herbáceo dependen de muchos factores: de la vegetación inicial, del tipo de desbroce (desbroce simple, desbroce más gradeo para enterrar el material triturado), de la frecuencia del desbroce, de la presencia o no de herbívoros después del desbroce, etc. A modo de ejemplo, citaremos dos experiencias.

Guerra (1998), en experiencias de desbroce en una repoblación de *Pinus pinea* del SO de España, llega a las siguientes conclusiones. Un cierto nivel de *roza* incrementa la diversidad en los estratos herbáceo y arbustivo, si bien en éste último los valores más altos de riqueza específica y endemismos se registran con *desbroces* ocasionales y de baja intensidad. Un desbroce intermedio (cada 2-3 años) implica mayor riqueza específica y de endemismos en el estrato herbáceo. Un desbroce excesivo supone una disminución de riqueza específica y de especies endémicas.

López-Albacete *et al.* (2001a), en matorral del Parque Nacional de Doñana, llegan a las siguientes conclusiones. En “monte blanco” (jaguarzal), situado en zonas altas y con poca agua en la estación seca, el desbroce con gradeo rebaja bastante la diversidad del estrato herbáceo, mientras que el desbroce simple (sin gradeo posterior) mantiene la diversidad inicial. En “monte negro” (brezal), situado en zonas bajas, con más agua en la estación seca, y con menos diversidad inicial que la anterior, ambos tratamientos rebajan la diversidad, especialmente el desbroce sin gradeo. En el “monte de transición”, con la menor diversidad inicial, ambos tratamientos aumentan la diversidad. Sin embargo, según estos mismos autores (López-Albacete *et al.*, 2001b), a largo plazo la diversidad no sufre variaciones en función del tratamiento ni en el “monte blanco” ni en el “monte intermedio”.

Cabe señalar, sin embargo, que según Montserrat (2001), el desbroce no siempre es oportuno. Por ejemplo, en la “sarda” de Alpera (Albacete) los “casquetes semiesféricos” de coscoja protegen al suelo de la erosión durante las tormentas otoñales de “gota fría”, y entre dichos casquetes crece un pasto herbáceo con “plantas variadas” y productivas gran parte del año, que se aprovechan de la “precipitación oculta” del rocío nocturno inducido por las coscoja. La hojarasca y el mantillo de la coscoja también “filtra” el agua de las tormentas y dificulta la arroyada. De ahí, según este autor, la importancia de la *fitodiversidad del pasto leñoso* en ambientes mediterráneos.

Desbroce mediante fuego

Según Marañón (1997), “en general se ha observado un aumento rápido del número de especies en los primeros años después del incendio y un descenso gradual a medida que la comunidad arbustiva envejece (Trabaud y Lepart, 1980). En realidad, las plantas herbáceas aprovechan la *ventana* temporal de los años post-incendio para utilizar los abundantes nutrientes minerales (cenizas) del horizonte superficial del suelo y la radiación (sin sombra de los arbustos), para crecer y producir multitud de semillas, que se acumulan en el suelo y permanecen durmientes hasta la ocurrencia de un nuevo incendio”.

Para García-Rodríguez *et al.* (1990), los fuegos recurrentes desencadenan una dinámica de manchas y regeneración de claros que da lugar a una subida rápida de la producción y diversidad en los primeros estadios post-fuego y un posterior decrecimiento de ambos parámetros; todo ello según un modelo logarítmico y no polinomial (véanse los epígrafes “Producción y Biodiversidad” y “Sucesión post-fuego”).

Bernal *et al.* (2001), en quemas prescritas para pastos en la raña del Parque Nacional de Cabañeros (Ciudad Real), comprueban que en las áreas quemadas disminuye la cobertura de gramíneas y aumenta la de leguminosas y otras dicotiledóneas, así como también las especies de pequeña talla.

La biodiversidad en los prados de siega

Los *prados de siega*, por definición, son las comunidades naturales de pastos más intensificadas, puesto que normalmente reciben diversos cuidados culturales tales como resiembra, encalado (en su caso), abonado, riego, etc. Como ha quedado antes de manifiesto, toda intensificación se traduce necesariamente en una mayor homogeneización, en este caso del prado, y por tanto en una pérdida de diversidad.

Ello ha llevado, según Fraga *et al.* (2000), a que en algunos países, conscientes de la gravedad de este problema, se desarrollen programas de restauración de la diversidad florística en prados (Buckley, 1989; Jones y Hayes, 1999). En el Reino Unido se está primando ya la biodiversidad de los prados a los ganaderos.

Geomorfología del terreno

Los prados de siega (y por tanto mecanizables) suelen ubicarse con frecuencia en los fondos de los valles de la España húmeda (Cornisa Cantábrica, Pirineo, etc.), y por tanto se desarrollan en terrazas, lechos de inundación y cauces encajados de los ríos. Navascués *et al.* (1986), en prados de siega de Riaño (León), encuentran los mayores valores de diversidad en los prados de las terrazas, atribuyendo esto a la variabilidad edáfica en ellas, debido a la heterogeneidad de su sustrato litológico. Los prados de los lechos de inundación, más homogéneos edáficamente, presentan menos diversidad. Y todavía es menor la que presentan en los cauces encajados, probablemente debido a una alta humedad freática en ellos.

Abonado y producción

En los prados, el efecto del abonado (Llana *et al.*, 1990) supone un incremento de la producción sincrónico con la pérdida de diversidad, ajustándose al modelo de Tilman (1982).

Rodríguez *et al.* (1996, 2001), en ensayos de abonado realizados en prados de siega de León, constatan la mayor pérdida de diversidad con abonado completo (NPK) y 3 cortes anuales, es decir en las condiciones de máxima intensificación. El aporte de fuertes dosis de NPK favorece el desarrollo de las gramíneas altas o “amacolladas”, en perjuicio de las bajas o “cespitosas” y sobre todo de las leguminosas (tréboles) que pueden llegar a desaparecer. Esto origina una reducción ostensible de la diversidad y riqueza específica del prado que pasa de 3,84 y 24 respectivamente, en parcelas poco o nada abonadas a 2,78 y 15, en parcelas con altos niveles de NPK o NP. Sin embargo, y a pesar de la ya comentada correlación inversa entre producción y diversidad, estos autores comprueban que con dosis moderadas de NPK (60-80-60 kg ha⁻¹ año⁻¹) se obtienen rendimientos elevados (del orden de 9000 kgMS ha⁻¹ año⁻¹) y alta diversidad (3,66).

Rico *et al.* (1985), en suelos ácidos de Salamanca, encuentran una clara disminución de diversidad con el aumento progresivo en las dosis de abonado fosfórico. Sin embargo, la aplicación de roca fosfórica molida presenta mucha menor incidencia sobre la pérdida de diversidad que la de superfosfatos.

Calidad de la hierba

Resulta obvio que los mayores registros de calidad, en los prados, se obtienen cuando en éstos dominan unas pocas especies de alta calidad. En efecto, Hereu y Fanlo (1992), en prados del Pirineo, encuentran que la diversidad está correlacionada negativamente con la calidad (medida por el sistema “complex”). La interpretación es que la menor calidad y la mayor diversidad se da en las parcelas más “salvajes”; y a la inversa en las más “manejadas” (intensificadas).

Momento de siega

La elección del momento de la siega, especialmente en el primer aprovechamiento anual, es determinante para la obtención de una producción y calidad óptimas. Es clásico recomendar la siega cuando las gramíneas dominantes se encuentran en el estadio de “final del encañado” o “principio de floración”, que es cuando se obtiene casi un máximo de producción y una calidad que, aunque algo inferior que en estadios anteriores, resulta aceptable. Sin embargo, es frecuente, especialmente en zonas de montaña, que los prados se sieguen en estados avanzados de madurez: en principio, para eludir la época de lluvias, y por tanto los problemas en el proceso de cosecha-conservación; pero también, a veces, por una equivocada extrapolación del manejo del cereal que en tiempos pasados se cultivaba en las parcelas actualmente empradizadas.

Ello puede conducir a una dominancia excesiva de las gramíneas que, siendo más tempranas, “ahogan” al resto de las especies. Esto puede explicar el hecho de que Reiné y Fillat (1993), en prados pirenaicos, encuentren una correlación negativa entre la producción de semillas de gramíneas (ya granadas por tanto) y riqueza específica-diversidad.

ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

Correal y Sotomayor (1998) y Ferrer-Benimeli y Broca (1999) ponen en tela de juicio la tendencia simplista de excluir el ganado en determinadas zonas protegidas. Es el ganado el que ha contribuido a crear esos paisajes que ahora se trata de conservar. Gonzalez-Rebollar *et al.* (1999) subrayan que en la planificación de los espacios protegidos se han considerado como sinónimos los términos *pastoreo* y *sobrepastoreo* (véase el epígrafe al respecto).

Debe huirse también de la creación de espacios protegidos pensando única y exclusivamente en las especies llamativas y de gran talla, la “megaflora”. Este antropocentrismo de *estética* y de *escala* lleva muchas veces a despreciar la biodiversidad y las funciones ecológicas que juegan, por ejemplo, las especies herbáceas en general, y los pastos herbáceos en particular.

Villar y Montserrat (1995) nos informan de que en España existen aproximadamente 465 territorios bajo numerosas figuras de protección, lo que supone más de 2,5 millones de ha, es decir un 5,7 % del territorio español. “Esta preocupación por la conservación de tanto paisaje singular tiende, por medio del concepto de biodiversidad, hacia la conservación global del territorio (...). Ya tiene sentido de modernidad el mantener las actividades pastorales en los Espacios Naturales Protegidos y su zona de influencia, el uso racional, limpio y fomentador de dicha biodiversidad. Se deben descubrir las actividades ganaderas que fueron útiles hasta fecha reciente (...), junto con sus rasgos adaptativos que tanto se relacionan con la diversidad ambiental”.

Según el propio Montserrat (2001) “conviene fomentar junto a los Parques y Reservas (sólo de Naturaleza o animales raros son los actuales) otras *Reservas del Sistema cultural*, de unas comunidades humanas *integradas en el paisaje* con sus rebaños superespecializados para *diversificar* ordenadamente cada montaña o valle”.

RECAPITULACIÓN FINAL

La SEEP, una sociedad “diversa” desde sus comienzos, hace más de 40 años, tanto por la titulación y especialidad de sus socios como por los Organismos donde desarrollan

su actividad, ha dedicado una buena parte de su producción bibliográfica al estudio de la diversidad en los pastos; y ello también desde su primera Reunión Científica (1960). Esto ha permitido elaborar todo un cuerpo de doctrina sobre la biodiversidad en los pastos que, disperso en el tiempo, los autores han tratado de ordenar y sistematizar.

Animamos a la SEEP a considerar, en adelante, la conservación de biodiversidad en los pastos, como uno de los paradigmas de la Pascicultura del siglo XXI.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELLA, M.A., 1979. Comportamiento de pratenses de montaña frente a la altitud y a la humedad. *Actas de la XIX Reunión Científica de la SEEP (Zaragoza)*, 7 pp.
- ALEGRE, J.; NAVARRETE, L.; CERESUELA, J.L.; HORNERO, J., 1991. La alfalfa leñosa de Creta (*Medicago strasseri*): primeros datos acerca de su potencial interés forrajero. *Actas de la XXXI Reunión Científica de la SEEP (Murcia)*, 76-80.
- AL-MUFTI, M.M.; SYDES, C.L.; FURNESS, S.B.; GRIME, J.P.; BAND, S.R., 1977. A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology*, **65**(3), 759-791.
- ALONSO, H.; PUERTO, A.; GÓMEZ-GUTIERREZ, J.M., 1979. Variaciones de la intensidad de influencia del arbolado en la composición de comunidades de pastizal. *Pastos*, **9**(1), 34-36.
- ALONSO, I., 1997. Efecto del pastoreo extensivo sobre dos comunidades de brezo en distintas zonas climáticas. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP (Sevilla-Huelva)*, 105-112.
- ÁLVAREZ, M.A.; MOREY, M., 1977. Ecología de leguminosas pratenses en relación con el pH del suelo en la Cuenca del Narcea (Asturias). *Actas de la XVII Reunión Científica de la SEEP (Córdoba)*, 14 pp.
- ÁLVAREZ, M.A.; FERNÁNDEZ, G.; ABELLA, M.A.; MOREY, M., 1978. Distribución de leguminosas pratenses en relación con la altitud y el fitoclima en la cuenca del Narcea (Asturias). *Pastos*, **8**(2), 209-218.
- ARRIETA, S.; SUÁREZ, F., 2001. Dispersión endozoócora de las semillas de acebo (*Ilex aquifolium* L.) por el ganado vacuno: importancia cuantitativa y espacial. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 135-140.
- BALLESTER, A.; ARINES, J.; VIEITEZ, E., 1971. Inhibidores y sustancias de crecimiento en suelos de brezales. *Actas de la XII Reunión Científica de la SEEP (La Coruña)*, 9 pp.
- BALLESTER, A.; VIEITEZ, E., 1971. Estudio biológico y químico de *Erica cinerea* L.: su relación con la germinación de pratenses. *Actas de la XII Reunión Científica de la SEEP (La Coruña)*, 9 pp.
- BARQUÍN, E.; SALCEDO, G.; CHINEA, E., 1994. Tres nuevas leguminosas canarias con interés forrajero. Descripción, biología y análisis químico. *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la SEEP (Santander)*, 269-274.
- BELLOT, F., 1960. Botánica y ecología de los pastos atlánticos. *Actas de la I Reunión Científica de la SEEP (Zaragoza)*, 21 pp.
- BERNAL, P.; HERNÁNDEZ, G.; FERNÁNDEZ, F., 2001. Efectos sobre la composición florística de una quema prescrita de pastos en la raña del Parque Nacional de Cabañeros (Ciudad Real). *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 699-704.
- BOZA, J.; ROBLES, A.B.; FERNÁNDEZ, P.; BERMÚDEZ, F.F.; GONZÁLEZ-REBOLLAR, J.L., 1997. Planificación ganadera de pastos de zonas desfavorecidas. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP (Sevilla-Huelva)*, 395-409.

- CABELLO, J.; MOTA, J.F.; GÓMEZ-MERCADO, F.; PEÑAS, J.; VALLE, F., 1991. Caracterización florística y ecológica de los pastizales orófilos de Andalucía (II): Montañas silíceas. *Actas de la XXXI Reunión Científica de la SEEP* (Murcia), 90-95.
- CANALS, R.M.; SEBASTIÀ, M.T.; REBOLÉ, J.P., 1994. Caracterización y riqueza florística de algunos pastos de sustitución en el parque natural de Urbasa-Andía (Navarra). *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la SEEP* (Santander), 41-46.
- CANALS, R.M.; SEBASTIÀ, M.T., 1996. Influencia de los suelos y de las perturbaciones bióticas en la riqueza de especies y de formas vitales en pastos montanos subcantábricos. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 81-84.
- CANALS, R.M.; SEBASTIÀ, M.T., 2000. Estudios de riqueza y diversidad de pastos a diferentes escalas e intensidades de muestreo. *Actas de la XL Reunión Científica de la SEEP* (Bragança-A Coruña- Lugo), 51-56.
- CARRASCO, R.C.; MARAÑÓN, T.; ARROYO, J., 1991. Leguminosas mediterráneas con potencial pascícola: *Melilotus*. *Actas de la XXXI Reunión Científica de la SEEP* (Murcia), 70-75.
- CEBALLOS, G.L.; MARAÑÓN, T.; APARICIO, A.; ARROYO, J.; OJEDA, F., 1997. Ecología de las Genisteas en las Sierras del Aljibe (Cádiz, Málaga). *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 97-103.
- CHOCARRO, C.; FANLO, R.; FILLAT, F., 1988. Evolución primaveral de los prados pirenaicos: parámetros significativos. *Actas de la XXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Jaca, Huesca), 187-201.
- CHOCARRO, C.; FANLO, R.; FILLAT, F., 1992. Variabilidad florística de una comunidad pratense del Pirineo Aragonés. Estudio a través del área mínima y de la diversidad florística. *Actas de la XXXII Reunión Científica de la SEEP* (Pamplona), 122-127.
- CIBIO (Centro Iberoamericano de la Biodiversidad), 2001. *Biodiversidad en Pastos*. Ed. CIBIO. Alicante. 713 pp.
- CORREAL, E.; SOTOMAYOR, J.A., 1998. Sistemas ovino-cereal y su repercusión sobre el medio natural. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 109-128.
- DE MIGUEL, E., 1998. La trashumancia: importancia económica y modelo de aprovechamiento. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 337-342.
- DE PABLOS, E.L.; PECO, B.; DÍAZ-PINEDA, F.; NICOLÁS, J.P.; FERNÁNDEZ-GALIANO, E., 1981. Variabilidad espacio-temporal en pastizales mediterráneos. *Actas de la XXI Reunión Científica de la SEEP* (León), 1 pp (resumen).
- DÍAZ, M.D.; HIDALGO, R.; GARRIDO, B.; ARROYO, J.; MARAÑÓN, T., 1999. Componentes de biodiversidad en bosques y pastos del Parque Natural "Los Alcornocales" (Cádiz-Málaga). *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP* (Almería), 69-74.
- DÍEZ, C.; LUIS, E.; TÁRREGA, R., 1992. Variación de la diversidad y organización de la comunidad herbácea en robledales adeshados de *Quercus pyrenaica*. *Actas de la XXXII Reunión Científica de la SEEP* (Pamplona), 128-133.
- ENSERINK, M., 1997. Life on the edge: rainforest margins may spawn species. *Science*, vol. 276, 1791-1792.
- FERNADEZ-GARCÍA, P.; ROBLES, A.B.; MORALES, C., 1994. Estudio de la diversidad florística en diferentes pastos de montaña bajo distintos tratamientos silvícolas. *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la SEEP* (Santander), 65-70.
- FERNÁNDEZ-REBOLLO, P.; LORA, A.; ORTEGA, M.C., 2001. Influencia del pastoreo en la estructura y composición de los pastos del cornicabral del Parque Nacional de Sierra Magina (Jaén). *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 223-229.
- FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; GÓMEZ-GUTIERREZ, J.M.; TÁRREGA, R., 1990. Tratamientos de la escoba blanca (*Cytisus multiflorus*) y efectos sobre la estructura de la comunidad herbácea. *Actas de la XXX Reunión Científica de la SEEP* (San Sebastián), 53-60.

- FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; GÓMEZ-GUTIERREZ, J.M.; TÁRREGA, R., 1992. Efectos de la quema, corte, arranque, abandono o pastoreo del matorral de escoba blanca (*Cytisus multiflorus*) sobre la producción y estructura de la comunidad herbácea. *Pastos*, **22**(2), 131-146.
- FERRER-BENIMELI, C.; ASCASO, J.; MAESTRO, M.; BROCA, A., 1995. Evolución de bancales no cultivados en función del grado de pastoreo, en el Maestrazgo de la Comunidad Valenciana. *Actas de la XXXV Reunión Científica de la SEEP* (Tenerife), 197-201.
- FERRER-BENIMELI, C.; FERRER-LORÉS, V.; BROCA, A.; MAESTRO, M., 1997. Efectos del pastoreo sobre la denudación del suelo y la diversidad vegetal en pastos arbolados de *Quercus faginea* Lam. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 123-130.
- FERRER-BENIMELI, C.; BROCA, A., 1999. El binomio agricultura-ganadería en los ecosistemas mediterráneos. Pastoreo frente a "desierto verde". *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP* (Almería), 309-334.
- FERRER-BENIMELI, C.; BROCA, A., 2001. Pastos y Biodiversidad. Una revisión científica (1960-200) de la producción bibliográfica de la SEEP. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 25-54.
- FERRER-BENIMELI, C.; SAN MIGUEL, A.; OLEA, L., 2001. Nomenclátor básico de pastos en España. *Pastos*, **31**(1), 7-44.
- FERRER-LORÉS, V.; FERRER-BENIMELI, C.; BROCA, A.; MAESTRO, M., 1997a. Efectos del pastoreo sobre el estrato herbáceo de pastos arbolados de *Quercus faginea* Lam. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 49-56.
- FERRER-LORÉS, V.; FERRER-BENIMELI, C.; BROCA, A.; MAESTRO, M., 1997b. Cambios producidos por el ganado en la vegetación de pastos arbolados mediterráneos de Navarra. *Pastos*, **27**(1), 47-64.
- FERRER-LORÉS, V.; FERRER-BENIMELI, C.; BROCA, A.; MAESTRO, M., 1998. Diferencias florísticas y aspectos sucesionales en pastos arbustivos mediterráneos de *Quercus coccifera* y de *Genista scorpius*. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 45-50.
- FRAGA, M.I.; BLAS, I.M.; BALEATO, J.L.C., 2000. Composición florística de pastos de Galicia en función de las condiciones ambientales y técnicas de cultivo. *Actas de la XL Reunión Científica de la SEEP* (Bragança-A Coruña- Lugo), 57-65.
- GARCÍA, R.; PÉREZ, J.E.; MORO, A.; CALLEJA, A., 1998. Pastizales y prados mediterráneos de la comarca de Sayago (Zamora). 1. Composición botánica y producción. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 41-44.
- GARCÍA-FUENTES, A.; TORRES, J.A.; SALAZAR, C.; MARCHAL, F.M., 2001. Pastizales vivaces de *Stipa tenacissima* L. en los territorios seco-semiáridos de la provincia de Jaén (Andalucía, Sur de España). *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 83-89.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; GÓMEZ-GARCÍA, D.; ALDEAZABAL, A., 1998. Resultados de 6 años de exclusión del pastoreo sobre la estructura de comunidades de *Bromion erecti* y *Nardion strictae* en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 55-59.
- GARCÍA-PÉREZ, J.; SEBASTIÀ, M.T., 1996. Componente estacional de la diversidad vegetal a lo largo de una toposecuencia en pastizales pirenaicos. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 125-128.
- GARCÍA-PÉREZ, J.; CANALS, R.M.; SEBASTIÀ, M.T., 1997. Comparación de la estructura de pastos montanos mediante la aplicación del modelo de rango-abundancia de Zipt-Pareto-Mandelbrot. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 73-80.
- GARCÍA-RODRÍGUEZ, J.A.; PUERTO, A.; SALDAÑA, A., 1986. Estructura y diversidad de los pastos psicroxerófilos a lo largo de la sucesión postfuego en la alta montaña centro-ibérica. *Actas de la XXVI Reunión Científica de la SEEP* (Oviedo), 339-357.

- GARCÍA-RODRÍGUEZ, J.A.; PUERTO, A.; MATÍAS, M.D., 1990. Patrones de diversidad y producción en pastos pobres de la alta montaña carpeto-occidental hiperhúmeda. *Actas de la XXX Reunión Científica de la SEEP* (San Sebastián), 77-84.
- GÓMEZ-GARCÍA, D.; MONTSERRAT, P., 1998. El género *Alchemilla* en los pastos pirenaicos. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 81-85.
- GÓMEZ-GARCÍA, D.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; REMÓN, J.L., 2001. Una valoración ecológica de los pastos de montaña en los Pirineos. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 201-207.
- GÓMEZ-GUTIERREZ, J.M.; MARTÍN, J.L.; LUIS, E.; PUERTO, A., 1975. Fertilización de pastizales naturales del Centro-Oeste español. *Pastos*, **5**(1), 124-137.
- GÓMEZ-GUTIERREZ, J.M.; LUIS, E.; PUERTO, A., 1978. El sistema vaguada como unidad de estudio en pastizales. *Pastos*, **8**(2), 219-236.
- GONZÁLEZ-BERNALDEZ, F.; LEVASSOR, C.; POU, A.; RUIZ, M., 1978. Reconocimiento de pastizales mediante teledetección y estudios integrados. *Pastos*, **8**(1), 85-93.
- GONZÁLEZ-REBOLLAR, J.L.; ROBLES, A.B.; DE SIMÓN, E., 1999. Las áreas-pasto-cortafuegos entre las prácticas de gestión y protección de los espacios forestales mediterráneos: propuestas de silvicultura preventiva. *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP* (Almería), 145-154.
- GRIME, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons. Chichester (England).
- GUERRA, J.M., 1998. Respuestas a distintos tipos de manejo de la vegetación herbácea asociada a pinares de pino piñonero (*Pinus pinea*). *Pastos*, **28**(2), 217-236.
- HALFFTER, G., 1994. ¿Qué es la biodiversidad?. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, **62**, 5-14.
- HEREU, M.; FANLO, R., 1992. Recursos pratenses de la Vall d'Assua (Pallars Sobirà): tipificación, calidad y producción. *Actas de la XXXII Reunión Científica de la SEEP* (Pamplona), 224-228.
- HERNÁNDEZ, A.J.; JIMÉNEZ, C.; PASTOR, J., 2001. Evaluación de pastos de la Alcarria conquense en relación con la conservación del patrimonio natural de la región. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 153-159.
- JUAN, A.; CRESPO, M.B.; RÍOS, S., 1999. *Medicago citrina* (Font Quer) Greuter (*Leguminosae*): variabilidad morfológica, ecología y estado actual de sus hábitats. *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP* (Almería), 87-91.
- LEIVA, M.J.; FERNÁNDEZ-ALÉS, R., 1997. Estudio comparado de los pastos mediterráneos de España y California. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 89-95.
- LEVASSOR, C.; DÍAZ-PINEDA, F.; GONZÁLEZ-BERNALDEZ, F., 1981. Tipología de pastizales en relación con el relieve: la Sierra del Castillo (Madrid). *Pastos*, **11**(1), 45-68.
- LLANA, G.; OBESO, J.R.; ÁLVAREZ, M.A., 1990. Incidencia del manejo en la composición de los prados de siega atlánticos. *Actas de la XXX Reunión Científica de la SEEP* (San Sebastián), 248-255.
- LOBO, J.M., 1986. La estimación y detección de la diversidad biológica: dificultades, posibilidades y estado actual de la cuestión. *Arbor* **CLV**, 9-23.
- LOPEZ-ALBACETE, J.; DEL RÍO, J.; MUÑOZ, J.C.; RETAMOS, E.C.; JORDANO, D.; FERNÁNDEZ, J.; VILLAR, R., 2001a. Producción y diversidad de herbáceas en parcelas de matorral tratadas en el Parque Nacional de Doñana. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 141-146.
- LOPEZ-ALBACETE, J.; DEL RÍO, J.; MUÑOZ, J.C.; RETAMOS, E.C.; JORDANO, D.; FERNÁNDEZ, J.; VILLAR, R., 2001b. Estudio sincrónico de la producción y diversidad de pastos en parcelas desbrozadas de matorral en el Parque Nacional de Doñana. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 147-152.

- LUCENA, F.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, A.; GÓMEZ-GUTIERREZ, J.M.; MONTSERRAT, P., 1963. Problemas de fertilidad en suelos de pastos de zonas semiáridas. *Actas de la IV Reunión Científica de la SEEP* (Cáceres-Salamanca), 31-56.
- LUIS, E.; GÓMEZ-GUTIERREZ, J.M.; GARCÍA-CRIADO, B., 1980. Evolución de fracciones de gramíneas, leguminosas y otras familias en pastizales de zonas de dehesas. *Pastos*, **10**(2), 108-137.
- LUIS, E.; DÍEZ, C.; TÁRREGA, R., 1987. Estudio comparativo de especies herbáceas en bosques de roble y sus claros. *Pastos*, **17**(1 y 2), 310-319.
- MALO, J.E., 1994. Dispersión endozoócora por el ganado ovino en áreas sometidas al abandono de las labores agrícolas tradicionales. *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la SEEP* (Santander), 53-64.
- MALO, J.E.; LEVASSOR, C., 1996. Efecto de la cobertera de *Poa bulbosa* sobre la riqueza específica a pequeña escala de un majadal. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 139-143.
- MALO, J.E.; SUÁREZ, F., 1994. Dispersión endozoócora por el gamo (*Dama dama* L.) e introducción de especies con el pastoreo. *Pastos*, **24**(1), 47-56.
- MALO, J.E.; SUÁREZ, F., 1995. Cattle dung and the fate of *Biserrula pelecinus* in a Mediterranean pasture: seed dispersal, germination and recruitment. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **118**, 139-148.
- MALO, J.E.; SUÁREZ, F., 2001. Supervivencia en el pastizal de las semillas dispersadas en los excrementos de vaca. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 217-222.
- MALO, J.E.; LEVASSOR, C.; JIMENEZ, B.; SUÁREZ, F.; PECO, B., 1994. La sucesión en cultivos abandonados en zonas agropastorales: semejanzas y diferencias entre tres localidades peninsulares. *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la SEEP* (Santander), 131-136.
- MANTECON, A.R.; FRUTOS, P.; LAVIN, P.; GIRALDEZ, F.J., 1998. Prácticas en ganadería extensiva. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 205-217.
- MARAÑÓN, T., 1995. Ecología de los bancos de semillas en el suelo: una revisión de estudios españoles. *Pastos*, **25**(1), 3-25.
- MARAÑÓN, T., 1997. Biodiversidad de las comunidades vegetales: escalas y componentes. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 15-24.
- MARAÑÓN, T.; GARRIDO, B.; HIDALGO, R.; DÍAZ, M.D.; ARROYO, J., 1998. Niveles de biodiversidad en la cuenca de Hozgarganta (Cádiz-Málaga). *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 81-85.
- MARGALEF, R., 1974. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona. 951 pp.
- MARGALEF, R., 1975. Limnología para pascólogos. *Pastos*, **5**(1), 10-20.
- MARINAS, A.; CHOCARRO, C.; FANLO, R.; FILLAT, F., 2000. Los paisajes de montaña (valle o ladera) y su influencia en las características florísticas, de diversidad, producción y calidad de los prados de siega del Pirineo aragonés. *Actas de la XL Reunión Científica de la SEEP* (Bragança-A Coruña- Lugo), 135-140.
- MARIÑO, A.L.; DE LUIS, E.; FILLAT, F.; BERMÚDEZ, F.F., 1998. Efectos del manejo sobre la vegetación establecida y potencial en prados de montaña. *Actas de la XXXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Soria), 97-99.
- MÉNDEZ, P., 1992. Evaluación agronómica de forrajeras endémicas de Canarias. *Actas de la XXXII Reunión Científica de la SEEP* (Pamplona), 71-75.
- MIRÓ-GRANADA, L.; DE LEÓN, A.; FORTEZA, V., 1975. Evaluación de recursos y criterios de actuación en la mejora pratense. *Pastos*, **5**(1), 220-238.
- MONTOYA, J.M., 1983. *Pastoralismo mediterráneo*. Monografías de ICONA. Madrid, 25, 162 pp.
- MONTSERRAT, P., 1960. Clasificación y Cartografía de pastos. *Actas de la I Reunión Científica de la SEEP* (Zaragoza), 16 pp.

- MONTERRAT, P., 1961. La sombra y sus efectos sobre el pasto. *Actas de la II Reunión Científica de la SEEP* (Galicia), 12 pp.
- MONTERRAT, P., 1972. Estructura y función en los agroecosistemas. *Pastos*, **2**(1), 128-141.
- MONTERRAT, P., 1975. Aspectos funcionales de los sistemas agropecuarios mediterráneos. *Pastos*, **5**(1), 29-34.
- MONTERRAT, P., 1977. Algunos aspectos del desarrollo agropecuario andaluz. *Pastos*, **7**(1), 5-28.
- MONTERRAT, P., 1986. La evolución vegetal en los pastos de montaña. *Actas de la XXVI Reunión Científica de la SEEP* (Oviedo), 137-144.
- MONTERRAT, P., 1996. El pastoreo crea y fomenta los paisajes de montaña más estables. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 119-120.
- MONTERRAT, P., 2001. El pastoreo diversificador. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 625-628.
- MONTERRAT, P.; FILLAT, F., 1973. Oportunidad del empleo de técnicas concretas en las explotaciones agropecuarias. *Actas de la XIV Reunión Científica de la SEEP* (Vitoria-San Sebastián), 10 pp.
- MONTERRAT, P.; OCAÑA, M., 1960. Anotaciones sobre la mejora de los pastos mediterráneos españoles. *Actas de la I Reunión Científica de la SEEP* (Zaragoza), 5 pp.
- MONTERRAT, P.; VILLAR, L., 1973. El ambiente fitoclimático de los pastos alaveses. *Actas de la XIV Reunión Científica de la SEEP* (Vitoria-San Sebastián), 11 pp.
- MOTA, J.F.; GÓMEZ-MERCADO, F.; PEÑAS, J.; VALLE, F.; CABELLO, J., 1991. Caracterización florística y ecológica de los pastizales orófilos de Andalucía (I): Montañas calcáreas. *Actas de la XXXI Reunión Científica de la SEEP* (Murcia), 81-89.
- NAVASCUÉS, J.; LUIS, E.; ZUAZÚA, T., 1986. Análisis estructural de las comunidades de prados de siega de la comarca de Riaño en función de la cobertura específica. *Pastos*, **16**(1-2), 81-92.
- OLEA, L.; PAREDES, J.; VERDASCO, P., 1993. Caracterización y posibilidades de introducción en el S.O. de la Península Ibérica del material vegetal de tagasaste (*Chamaecytisus palmensis*, Kunkel) de las Islas Canarias. *Actas de la XXXIII Reunión Científica de la SEEP* (Ciudad Real), 211-218.
- PASTOR, J.; HERNÁNDEZ, A.J., 2001. Estudio del carácter nitrófilo de las especies de comunidades vegetales pastadas por ganado ovino, vinculado a procesos de antropización. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 161-167.
- PASTOR, J.; OLIVER, S.; GARCÍA, A., 1988. Comportamiento ecológico de leguminosas anuales en suelos degradados de la zona centro. *Actas de la XXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Jaca, Huesca), 221-230.
- PECO, B.; FERNÁNDEZ-GALIANO, E.; DE NICOLÁS, J.P.; LEVASSOR, C.; DÍAZ-PINEDA, F., 1981. Tratamiento multivariante de datos de sucesión de pastizales. *Actas de la XXI Reunión Científica de la SEEP* (León), 1 pp (resumen).
- PÉREZ-CORONA, M.E.; STUEFER, J.F., 1997. Diversidad en pastizales de dunas en relación a la escala espacial de medida. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 149-154.
- PÉREZ-CORONA, M.E.; VÁZQUEZ, B.R.; GARCÍA-CIUDAD, A.; GARCÍA-CRIADO, B., 1996. Variación de la riqueza específica y producción aérea de biomasa en pastizales semiáridos. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 149-152.
- PÉREZ-PINTO, J.E.; MOREY, M., 1981a. Comportamiento de las especies de gramíneas de los prados de siega de la Montaña de León frente a factores edáficos. *Actas de la XXI Reunión Científica de la SEEP* (León), 1 pp (resumen).
- PÉREZ-PINTO, J.E.; MOREY, M., 1981b. Aplicación de la teoría de la diversidad de Hill a los prados de siega de la Montaña de León. *Actas de la XXI Reunión Científica de la SEEP* (León), 1 pp (resumen).

- PRESTON, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology*, **43**, 185-215; 410-432.
- PUERTO, A., 1976. Distintas causas de diversidad y dominancia en etapas avanzadas de la sucesión secundaria bajo régimen de pastoreo. *Pastos*, **6(1)**, 100-111.
- PUERTO, A.; RIVERO, J.M., 1996. Relaciones entre la estructura florística y la profundidad del suelo en pastos mediterráneos. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 41-44.
- PUERTO, A.; RIVERO, J.M.; RICO, M., 1980. Efectos de la erosión sobre la composición florística en zonas semiáridas de pastizal. *Pastos*, **10(2)**, 51-62.
- PUERTO, A.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, J.A.; SALDAÑA, A.; MATÍAS, M.D., 1988. El cambio florístico en pequeños gradientes de influencia del arbolado. La riqueza como forma de evaluación. *Actas de la XXVIII Reunión Científica de la SEEP* (Jaca, Huesca), 213-219.
- PUIGDEFÁBREGAS, J.; GUTIERREZ, L., 1999. La estepa de esparto (*Stipa tenacissima* L.) y sus respuestas ante agentes climáticos y socioeconómicos. *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP* (Almería), 37-49.
- REINÉ, R.; FILLAT, F., 1992. Prados de siega del Pirineo Central. Características de la producción de semillas en el primer corte. *Actas de la XXXII Reunión Científica de la SEEP* (Pamplona), 214-218.
- REINÉ, R.; FILLAT, F., 1993. Composición de un banco de semillas de un prado pirenaico. *Actas de la XXXIII Reunión Científica de la SEEP* (Ciudad Real), 99-106.
- RICO, M.; PUERTO, A., 1988-89. Estructura básica generada por el arbolado en pastos semiáridos (ecosistemas de dehesa). *Pastos*, **18-19(1 y 2)**, 13-28.
- RICO, M.; GARCÍA-CRIADO, L.; GARCÍA-CRIADO, B.; GARCÍA-CIUDAD, A., 1985. Efecto de fertilizantes fosfatados sobre la composición florística de pastizales seminaturales en suelos ácidos. *Pastos*, **15(1 y 2)**, 139-158.
- RÍOS, S., 1991. Recursos fitogenéticos del S.E. Ibérico: Leguminosas. *Actas de la XXXI Reunión Científica de la SEEP* (Murcia), 11-33.
- RÍOS, S.; ALCARRAZ, F.; JUAN, A.; SOLANAS, J.L.; CRESPO, M.B., 1999. Diversidad del género *Hedysarum* L. (*Leguminosae*) en el Mediterráneo Occidental. *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la SEEP* (Almería), 121-125.
- RIVAS-GODAY, S., 1960. Los pastizales mediterráneos de España. *Actas de la I Reunión Científica de la SEEP* (Zaragoza), 15 pp.
- RIVERO, J.M.; PUERTO, A., 1996. Influencia de la altitud sobre la distribución en pastos de especies del género *Trifolium* L. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 145-148.
- RIVERO, J.M.; PUERTO, A., 1997a. Distribución de especies del género *Trifolium* L. en campos de cultivo abandonados. *Pastos*, **27(1)**, 47-64.
- RIVERO, J.M.; PUERTO, A., 1997b. Respuesta sucesional del género *Trifolium* a partir del abandono del cultivo del cereal. *Actas de la XXXVII Reunión Científica de la SEEP* (Sevilla-Huelva), 25-32.
- RODRÍGUEZ, M.; GARCÍA, R.; MORO, A.; CALLEJA, A., 1996. Los prados permanentes en la economía de la montaña leonesa. *Pastos*, **26(1)**, 25-37.
- RODRÍGUEZ, M.; GÓMEZ-SAL, A.; GARCÍA, R.; MORO, A.; CALLEJA, A., 2001. Relaciones entre producción, diversidad y riqueza de especies en prados fertilizados. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 175-180.
- RODRÍGUEZ-ROJO, M.P.; SÁNCHEZ, D., 2001. Pastizales de cervuno en el Sistema Ibérico (*Campanulo herminii* - *Nardion strictae*, *Nardetea strictae*). *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 73-81.
- RUIZ, M.; NICOLÁS, J.P.; FERNÁNDEZ-GALIANO, E.; DÍAZ-PINEDA, F.; GONZÁLEZ-BERNALDEZ, F., 1979. Estructura y variabilidad de pastizales semiáridos en zonas graníticas. *Pastos*, **9(2)**, 41-57.

- SALAS, M.C.; VIEITEZ, E., 1971. Actividad biológica de las ericáceas de Galicia y su posible interacción con el crecimiento de especies pratenses. *Actas de la XII Reunión Científica de la SEEP* (La Coruña), 6 pp.
- SÁNCHEZ, A.M.; PECO, B., 2001. Estudio preliminar sobre el potencial de *Lavandula pedunculata* (Labiatae) como inhibidora de la germinación de especies herbáceas y de sus propias semilla. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 117-122.
- SIERRA, I., 1996. Los sistemas extensivos, las razas autóctonas y el medio natural. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 17-31.
- TÁRREGA, R.; LUIS, E., 1981. Gradiente de diversidad en la vegetación herbácea por efecto de la sabina (*Juniperus thurifera* L.). *Actas de la XXI Reunión Científica de la SEEP* (León), 1 pp (resumen).
- TORRES, J.A.; GARCÍA-FUENTES, A.; SALAZAR, C., 2001. Pastizales xerófilos anuales en las Sierras Subbéticas de la provincia de Jaén (Andalucía - España). *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 91-98.
- TRABA, J.; ORTEGA, M.; LEVASSOR, C.; PECO, B., 1996. Cambios en la composición florística del banco de semillas por abandono del uso ganadero. *Actas de la XXXVI Reunión Científica de la SEEP* (La Rioja), 129-133.
- TRABA, J.; LEVASSOR, C.; PECO, B., 2001. Dispersión de semillas por adhesión en pastizales mediterráneos. Una aproximación experimental. *Actas de la XLI Reunión Científica de la SEEP (I Foro Iberoamericano de Pastos)*, 129-134.
- VENTURA, M.R.; PIELTAIN, M.C.; MÉNDEZ, P.; FLORES, M.P.; CASTAÑÓN J.I.R., 1995. Aproximación al valor nutritivo de arbustos forrajeros canarios: vinagrera (*Rumex lunaria* L.) y tедера común (*Bituminaria bituminosa* ssp. *bituminosa*). *Actas de la XXXV Reunión Científica de la SEEP* (Tenerife), 301-303.
- VILLAR, L.; MONTSERRAT, P., 1995. Función del pasto en los espacios naturales protegidos y su entorno. *Actas de la XXXV Reunión Científica de la SEEP* (Tenerife), 9-12.
- WARDLE, D.A.; HUSTON, M.A.; GRIME, J.P.; BERENDSE, F.; GARNIER, E.; LAURENROTH, W.K.; SETÁLÁ, H.; WILSON, S.D., 2000. Biodiversity and Ecosystem Function: an Issue in Ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 235-239.
- ZUAZÚA, T.; LUIS, E.; NAVASCUÉS, J., 1985. Primeras etapas de sucesión del pastizal en campos de cultivo abandonados en las tierras altas de León. *Pastos*, 15(1 y 2), 9-19.

Nota sobre las referencias escritas en cursiva dentro del texto

Los lectores interesados en alguna de dichas referencias deberán recurrir a la publicación donde se citan. A continuación, se relacionan, por orden alfabético, los autores citados en *cursiva* en el texto y que no están reflejados en la relación anterior de Referencias Bibliográficas:

Aarssen e Irwin, 1991; *Auclair y Goff*, 1971; *Bakker et al.*, 1981; *Bazzar*, 1975; *Belsky*, 1986; *Bobbink et al.*, 1987; *Buckley*, 1989; *Bullock et al.*, 1994; *Bullock y Pakeman*, 1996; *Castroviejo*, 1995; *Caswell y Cohen*, 1991; *Collins*, 1987; *Connell*, 1978; *Cougheour*, 1991; *Crawley*, 1983; *Dutoit et al.*, 1995; *Eriksson*, 1989; *Fischer et al.*, 1996; *Gardener et al.*, 1993; *Grant et al.*, 1996; *Green*, 1990; *Grime*, 1973; *Grubb*, 1977; *Hartnett et al.*, 1996; *Hofstede et al.*, 1995; *Hulme*, 1996; *Huston*, 1979 y 1994; *Janzen*, 1982, 1983; *Janzen et al.*, 1985; *Jones y Hayes*, 1999; *Katz et al.*, 1987; *Lenzi-*

Grillini et al., 1996; *Lepart y Escarré*, 1983; *Loucks*, 1970; *Margalef*, 1980; *McNaughton*, 1989; *Mills*, 1983; *Milton et al.*, 1990; *Moore y Keddy*, 1989; *Monk*, 1967; *Naveh y Whittaker*, 1979 y 1980; *Nicholson y Monk*, 1974; *O'Donell et al.*, 1994; *Odum*, 1969; *Owen*, 1980; *Pascual*, 1978; *Perevolotsky y Seligman*, 1998; *Pielou*, 1975; *Raven*, 1973; *Raven y Polhill*, 1978; *Rivas-Goday y Rivas-Martínez*, 1963; *Rosenzweig*, 1995; *Scouthwood*, 1988; *Seagle et al.*, 1992; *Senft et al.*, 1987; *Shafy y Yarraton*, 1973; *Shannon y Weaver*, 1949; *Smith y Rushton*, 1994; *Smith et al.*, 1996; *Sorensen*, 1986; *Tilman*, 1982 y 1988; *Tilman y Wedin*, 1991; *Trabaud y Lepart*, 1980; *Tutin et al.*, 1964; *Valdés et al.*, 1987; *Van der Maarel*, 1993; *Van der Maarel y Sykes*, 1993; *Verkaar*, 1988; *Vokou*, 1992; *Watt y Gibson*, 1988; *Whittaker*, 1972; *Wiens*, 1989; *Wilson*, 1988, 1991 y 1992; *Wilson y McLeod*, 1991; *Willson et al.*, 1990.

THE NOTION OF BIODIVERSITY IN SPANISH PASTURE ECOSYSTEMS

SUMMARY

The notion of biodiversity, although dating back to the first half of the XX Century or before, was widely used after the National Forum of Biodiversity held in Washington in 1986. From that moment onwards, this strictly biological or ecological concept began to have values such as environmental, cultural, ecological and even spiritual ones. On the other hand, in the study of the pasture ecosystems, nowadays not only the farming productive factors are considered, but other aims such as landscape conservation and plant and animal diversity are important, being the latter related to wild species and also to the genetics of the indigenous livestock races.

There is a great amount of published information about biodiversity in relation to the Spanish pastures, generated particularly in the context of the Spanish Society for the Study of Pastures (SEEP). Despite the fact that information is scattered over many years, it allows the building of a doctrinal body of theory. Although the main lines of the article refer to the Spanish pastures, it has been implicitly sought to develop a theory on diversity which is commonly accepted at present.

Following certain general ideas about the **concept of biodiversity**, the particular Spanish pastures case is approached, beginning with the biodiversity spectrum at the spatial level: **specific diversity** (diversity indexes and measure methods, sampling area, Shannon index values, ecological conditions, differential weight of the species, diversity balance, megadiversity), **other taxonomic levels of diversity** (genetic level, supra-specific taxons, micro-organisms), **spatial diversity**, **geographic diversity** and **diversity and Phytosociology**. A special chapter is addressed to the **forest pastures**.

The temporal model of biodiversity is developed in a chapter about **plant succession**, particularly in relation with its contribution to the succession processes in the abandoned croplands and in the post-fire sites.

The effects of the antropic activity on the diversity is developed in some epigraphs addressed to the **grazing** (selective foraging, trampling, nutrient returns and fertilisation, endozoochoria, exozoochoria, grazing intensity, livestock diversification, and livestock ways as ecological corridors) to the **clearing** (both mechanical and burning), and to the most antropized natural grasslands, the **cut meadows** (site geomorphology, manure and production, grass quality and time of harvesting).

The article ends with a chapter about protected natural areas and its importance on the maintenance of the biodiversity by means of the livestock use.

It is concluded that the preservation of diversity should be considered as a forward paradigm of the Pasture Science of the 21st Century.

Key words: Specific diversity, spatial diversity, geographic diversity, Phytosociology, plant succession, forest pasture, grazing, clearing, cut meadow, protected natural areas.