

INDICADORES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS HABITAT 6510 Y 6520 (PRADOS DE SIEGA DE MONTAÑA) EN EL PIRINEO ARAGONÉS

Autores:

Olivia Barrantes, Carlos Ferrer y Ramón Reiné

Dpto. de Agricultura y Economía Agraria. Universidad de Zaragoza

INDICE

1. Introducción	1
2. Descripción de los hábitats	3
2.1 Hábitat 6510. Prados de <i>Arrhenatherion elatioris</i>	3
2.2 Hábitat 6520. Prados de <i>Trisetum-Polygonum bistortae</i>	4
2.3 Caracterización productiva y ecológica de los hábitat 6510 y 6520.	5
3. Manejo actual de los hábitats	9
3.1. La siega	9
3.2. El pastoreo.....	10
3.3. La fertilización	11
3.4. Influencia del manejo en la biodiversidad vegetal.....	13
4. Indicadores de Biodiversidad	14
4.1. Medidas Directas.....	15
4.2. Medidas Indirectas	16
4.3. Valores de Referencia.....	17
5. Valores de Referencia para los hábitat de prados de montaña del Pirineo aragonés a escala de parcela.....	18
5.1. Medidas Directas.....	18
5.2. Medidas Indirectas	20
6. Valores de Referencia para los hábitat de prados de montaña del Pirineo aragonés a escala de explotación o paisaje.....	25
6.1. Medidas Directas.....	25
6.2. Medidas Indirectas	26
7. Ayudas para la conservación: medidas agroambientales	27
7.1. La medida M.4.3.....	27
7.2. Análisis de la medida	29
8. Conclusiones.....	34
9. Bibliografía	35

ANEXO 1: Cobertura arcmap de las parcelas muestreadas en las campañas de 2008 y 2009... 40

1. INTRODUCCIÓN

El concepto de sostenibilidad en Agricultura se ha desarrollado principalmente como consecuencia de los impactos negativos de los sistemas agrícolas sobre el medio (Cumbre de Río en 1992 y revisiones de la PAC especialmente). La sostenibilidad comprende tres aspectos o “pilares” de igual importancia: el económico, el sociológico y el medioambiental. La biodiversidad es, a su vez, uno de los retos del tercer pilar, un patrimonio de la humanidad, fruto de miles de millones de años de los procesos evolutivos de la vida. Por ello, el mantenimiento o la restauración de la biodiversidad no debe considerarse sólo en los espacios protegidos sino también en todo el conjunto de los territorios, y especialmente en los agroecosistemas, en los cuales rinde numerosos servicios. La biodiversidad interviene, por supuesto, en la principal función de la agricultura, la producción de alimentos y de materias primas, pero también en otros servicios indispensables para el funcionamiento del agroecosistema tales como el reciclaje de nutrientes, la protección y mejora del suelo, la regulación de procesos hidrológicos, el papel de los suelos agrícolas como sumideros de carbono, etc.

También, y cada vez más, la biodiversidad ofrece servicios científicos, culturales, estéticos, lúdicos e incluso espirituales (Ferrer *et al.*, 2001a) que aumentan la calidad de vida de toda la sociedad. Consecuentemente, la biodiversidad es percibida, junto con los otros recursos naturales, como una parte del “capital natural intergeneracional”, se ha convertido en fuerte preocupación social y se ha incorporado progresivamente en la puesta en práctica de las políticas medioambientales europeas y nacionales: gestión de los Hábitats Natura 2000, medidas agro-ambientales, contratos territoriales de explotación, contratos de agricultura sostenible, agricultura multifuncional, agricultura ecológica, etc. En los países desarrollados existe ya una gran apreciación social de los productos obtenidos en sistemas que protegen la biodiversidad. Dicha apreciación social se irá traduciendo cada vez más en un valor añadido y, por tanto, en una disposición de los consumidores para demandar y pagar más por estos productos: las denominaciones de origen controladas cada vez tendrán más en cuenta la calificación de Alto Valor Medioambiental de los sistemas agrarios de producción.

Entre los agroecosistemas, los prados son particularmente ricos en biodiversidad. Por ello, los prados son considerados hoy día como un patrimonio y por su papel funcional. La superficie que ocupan los prados es un indicador de sostenibilidad en agricultura, utilizado en Francia (Piveteau, 1998) y en Gran Bretaña (MAFF, 2002), y ello tanto a escala de explotación, como del paisaje, de la región y del Estado. Según el Nomenclátor básico de pastos en España, publicado por la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (Ferrer *et al.*, 2001b), *un prado es una comunidad vegetal espontánea densa y húmeda, siempre verde aunque puede haber un cierto agostamiento en verano, producida por el hombre o la acción del pastoreo. Se puede aprovechar por siega o pastoreo indistintamente. La humedad puede provenir del riego.* En España, la mayor parte de los prados los encontramos en clima atlántico (Cornisa Cantábrica) o en los fondos de valle de las montañas, como es el caso del Pirineo. Los prados constituyen el recurso forrajero fundamental de las explotaciones ganaderas de rumiantes, especialmente vacuno, en estas regiones.

La biodiversidad de los prados del Pirineo aragonés representa un alto valor patrimonial para nuestra Comunidad Autónoma. El cultivo de estas comunidades vegetales, que tradicionalmente ha tenido un papel funcional clave en el mantenimiento de las ganaderías extensivas y en la actividad agraria de la montaña, hoy en día, se observa por los investigadores como un ejemplo de preservación ambiental y paisajística.

Este nuevo envite social que es la biodiversidad puede ser percibido por los agricultores y ganaderos como un inconveniente o un fastidio, pero puede también revelarse como una ventaja. En el caso de los prados, su función como recurso alimenticio debe conciliarse con su papel ecológico o medioambiental, de forma que la conservación de su biodiversidad sea también positiva para la producción y calidad de la hierba y, en último término, para la producción animal (Le Gall *et al.*, 2009). Según la conocida relación polinomial entre biodiversidad vegetal y productividad de Al-Mufti (Ferrer *et al.*, 2001a), los mayores rendimientos se dan a valores medios de biodiversidad. Pero, a su vez, los rendimientos suelen estar correlacionados directamente también con la intensificación. Conjugando ambas cuestiones, podemos decir que la biodiversidad ligada a las actividades agrícolas en los prados está amenazada por dos factores de tendencias opuestas: la intensificación por un lado y el abandono de las prácticas agrícolas en el otro extremo.

En los sistemas agrícolas intensivos, los altos rendimientos se derivan de una elevada utilización de inputs (energía fósil, abonos, pesticidas, etc.) dando lugar a un medio en el que sólo algunas especies productivas persisten. Pero además, la intensificación y la especialización de las producciones engendran también cambios en el paisaje, homogeneizándolo y destruyendo hábitats estratégicos para la supervivencia de la flora y de la fauna, es decir para la pérdida de biodiversidad (Gibon *et al.*, 2004). Ello llevó a que en algunos países, conscientes de la gravedad del problema, se desarrollaran programas de restauración de la diversidad florística de los prados (Buckley, 1989; Jones y Hayes, 1999), primando ya la biodiversidad de los prados a los ganaderos.

El abandono de las actividades agrícolas reduce la frecuencia de la perturbación, que tanto favorece a las especies herbáceas y conduce a medio y largo plazo, a una evolución de la cubierta vegetal hacia formaciones leñosas más pobres en especies vegetales que las comunidades herbáceas de procedencia. Además, el paisaje se va “cerrando” por matorralización y se hace más vulnerable al fuego, especialmente en las zonas alejadas de la humedad atlántica.

Entre estas dos situaciones extremas de manejo, existen otras opciones productivas compatibles con la conservación ambiental. Sin ir más lejos, los sistemas tradicionales de gestión ganadera y utilización de las comunidades de prados y pastos, parecen redescubrirse actualmente por ser los más indicados para compatibilizar el aprovechamiento de los recursos, la estabilidad ambiental y la actual demanda social de utilización de espacios naturales con interés, tanto desde el punto de vista paisajístico como para uso recreativo (Chocarro y Reiné, 2008).

Algunas zonas de montaña de nuestra Comunidad Autónoma, han conservado hasta nuestros días estos modos de gestión por su condición de zonas refugio. En este sentido, el

cultivo de los prados en algunos valles del Pirineo aragonés, es un paradigma de explotación equilibrada de los recursos heredados de la acción humana continuada, y debe ser analizado no solo desde un punto de vista productivista, sino desde la perspectiva que nos ofrece la agronomía moderna, involucrando a distintas áreas de conocimiento (Fillat, 2003).

2. DESCRIPCIÓN DE LOS HÁBITAT

2.1. Hábitat 6510. Prados de *Arrhenatherion elatioris*.

Los prados de siega pertenecientes a la alianza *Arrhenatherion* Koch 1926, son mesofíticos, se desarrollan sobre suelos profundos, casi siempre neutros o básicos y suelen ser abonados con estiércol y con las deyecciones directas del ganado que los pasta. Además del pastoreo, tradicionalmente han sido aprovechados mediante siega y henificación para la alimentación de invierno.

Se distribuyen sobre todo en los pisos montano y colino de la mitad norte de la Península, especialmente en la Cornisa Cantábrica y Pirineos, si bien son relativamente comunes en la submeseta norte. Encuentran, por lo tanto, su máximo desarrollo en la Iberia húmeda, entrando en el norte de las comarcas mediterráneas en climas aún bastante lluviosos. Son prados que, en las condiciones benignas en que se desarrollan, producen gran cantidad de biomasa que puede ser segada una o dos veces al año, y también, aprovechada directamente por el diente del ganado. La hierba después de cortada se almacena y se suministra a la cabaña ganadera cuando está estabulada. Se trata de prados densos, que cubren todo el suelo, con alturas de varios decímetros. Su elevada diversidad específica les confiere una vistosa y espectacular floración.

El fondo dominante es de gramíneas como *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Holcus lanatus*, *Festuca pratensis*, *Agrostis spp.*, etc., a las que acompañan leguminosas como *Trifolium pratense*, *Lathyrus pratensis*, *Lotus corniculatus*, *Vicia cracca*, y otras herbáceas de porte medio como *Centaurea jacea*, *Crepis biennis*, *Tragopogon pratensis*, *Leucanthemum vulgare*, *Knautia arvensis*, *Pimpinella major*, *Daucus carota*, *Heracleum sphondylium*, *Campanula patula*, *Rhinanthus minor*, *Malva moschata*, *Linum bienne*, *Geranium pratense*, *Sanguisorba officinalis*, etc.

Los prados se asientan en pequeñas parcelas ocupando laderas y fondos de valle, separados por árboles, setos y muros de piedra formando un característico conjunto que se suele denominar pradería. Las condiciones de montaña no permiten una gestión homogénea. La accesibilidad de las parcelas y su distancia al pueblo condiciona su manejo, de tal forma que las praderías de montaña son un mosaico de diferentes tipos de prados. Es común por lo tanto encontrar en estas zonas los prados del tipo de hábitat 6510 formando teselas con otras comunidades herbáceas pratenses, algunas de las cuales podrían no estar incluidas en la Directiva 92/43/EC, aunque lo más habitual es que también sean de interés comunitario (Reiné *et al.*, 2009a).

Así por ejemplo, con el mismo manejo agrario que las comunidades de *Arrhenatherion*, pero situados en pisos más altos, de carácter más higrófilo y mucho menos abundantes son los prados de la alianza *Trisetum-Polygonum bistortae* que constituyen el tipo de hábitat 6520 de la Directiva. Son especies características de esta alianza *Alopecurus pratensis*, *Polygonum bistorta* y *Trisetum flavescens*.

Cuando la explotación agrícola se intensifica, fundamentalmente por el régimen de aprovechamiento a diente, aunque también por el incremento del ritmo de siegas, los prados de este tipo de hábitat pueden transformarse en comunidades de *Cynosurion cristati*, mucho más abundantes en el norte peninsular. Este otro tipo de prados son de composición florística más simple, menos diversos, de cobertura igualmente densa pero de talla más corta, con abundancia de gramíneas como *Cynosurus cristatus*, *Gaudinia fragilis*, *Lolium perenne* y *Phleum pratense*. Son comunidades no incluidas en la Directiva 92/43/EC.

En las parcelas más altas e inaccesibles, cuando la mecanización de la siega es complicada, ésta va siendo abandonada en beneficio del pastoreo. Algunas de estas parcelas sólo pastadas pueden pasar a pertenecer a la Alianza *Bromion* de la clase *Festuco Brometea*, y se incluyen entonces en el hábitat 6210: pastos vivaces mesofíticos y mesoxerofíticos sobre sustratos calcáreos de *Festuco-Brometea* (Yera *et al.*, 2009).

Tampoco se incluyen en el tipo de hábitat 6510 los vallicares de la alianza *Agrostion castellanae*, comunidades también segadas pero de carácter más xérico, exclusivas de la región mediterránea, que se ubican en topografías de vaguada del centro y oeste de la Península. Esta alianza fitosociológica tampoco está incluida en la Directiva Hábitat.

Una información más amplia sobre este hábitat en España se puede consultar en Reiné *et al.* (2009a).

2.2. Hábitat 6520. Prados de *Trisetum-Polygonum bistortae*.

Tipo de hábitat de interés comunitario distribuido en el Pirineo desde el Valle de Ribes en el Pirineo Oriental (Cataluña) hasta el Valle de Broto en el Pirineo Central (Aragón). También se han localizado algunos puntos en la Cordillera Cantábrica (Asturias) en la zona alta del Valle de Lago y algo más fragmentados en los Valles del Salienza y del Cigüeña.

Se trata de prados de siega instalados sobre suelos profundos y frescos, alejados del núcleo rural y próximos al bosque (generalmente con especies del género *Quercus* o *Pinus sylvestris*). Son comunidades mantenidas por acción antrópica mediante abonado primaveral, una siega tardía para heno y un pastoreo suave tanto en otoño como en primavera con ganado ovino o vacuno.

Desde el punto de vista ecológico muestran gran semejanza con los prados del tipo 6510, aunque con un grado de intervención humana cada vez menor, ya que son los primeros que se abandonan por su lejanía. Generalmente están situados a mayor altitud, tienen mala accesibilidad y dificultad para la mecanización de las actividades agrícolas. Muchos de ellos

actualmente sólo se utilizan mediante pastoreo. Este hecho repercute en la entrada de megaforbios en la comunidad y de especies propias de orla de bosque próximo disminuyendo su calidad forrajera.

Otra diferencia con *Arrhenatherion* sería quizás su mayor humedad edáfica. Cuando las condiciones de humedad del suelo se incrementan, proliferan especies más propias de juncales, a menudo también favorecidas por un exceso de carga ganadera, indicándonos la necesidad de un buen drenaje ya que la calidad forrajera va disminuyendo.

El hábitat 6520 está formado por prados densos, ricos en especies que presentan dos estratos diferenciados. Especies de hoja ancha en el superior (por encima de 1m de altura) con *Heracleum sphondylium subsp. pyrenaicum*, *Astrantia major*, *Chaerophyllum aureum*, etc. y otro inferior donde podemos encontrar a gramíneas, tréboles, compuestas, etc.

Comparten con los prados del hábitat 6510 gran parte de las especies como son *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*, *Trifolium pratense*, *T. repens*, *Achillea millefolium*, *Tragopogon pratensis*, *Taraxacum officinale*, etc. Entre los elementos más característicos de estos prados de montaña están *Astrantia major*, *Crepis pyrenaica*, *Polygonum bistorta*, *Heracleum sphondylium subsp. pyrenaicum*, etc.

Una información más amplia sobre este hábitat en España se puede consultar en Chocarro *et al.* (2009a).

2.3. Caracterización productiva y ecológica de los hábitat 6510 y 6520.

A continuación se presentan algunos datos recientes, publicados por Reiné *et al.* (2009b), a partir de un muestreo realizado durante los meses de junio y julio de 2008. En fechas próximas al primer corte de la hierba, se muestrearon un total de 104 prados repartidos entre los valles de Tena, Broto, Gistaín y Benasque, del Pirineo oscense. Las parcelas se seleccionaron en función de su representatividad tanto florística como de manejo dentro de la pradería de cada valle. El muestreo consistió en un inventario florístico de los 100 m² centrales de cada parcela. En las siguientes tablas (Tablas 1-4) se resumen los resultados obtenidos en dicho trabajo.

Tabla 1: Valor medio, desviación estándar, mínimo y máximo de algunos parámetros estudiados en el 1^{er} corte de prados pirenaicos (n=104 parcelas) (Reiné *et al.*, 2009b).

	Media	Desv. st.	Mín.	Máx.
Producción (kg MS/ha)	4316,1	1311,8	1919,0	8880,0
Riqueza específica (Nº Esp.)	32,8	7,6	15,0	51,0
Índice de Shannon-Weaver (H')	2,55	0,28	1,66	3,24
Equitabilidad (J)	0,73	0,05	0,55	0,84
Altura máxima de la hierba (cm)	1,47	0,29	0,70	2,00
Altura media de la hierba (cm) (Alt. hba.)	0,84	0,31	0,30	1,60
Altitud de la parcela (msm) (Alt.)	1329,4	160,1	953,0	1657,0

Pendiente de la parcela (%) (Pend.)	14,8	12,4	0,0	70,0
-------------------------------------	------	------	-----	------

Tabla 2: Valor medio, desviación estándar, mínimo y máximo del número de especies y de las coberturas de los grupos gramíneas, leguminosas y otras en el 1er corte de prados pirenaicos (n=104 parcelas) (Reiné *et al*, 2009b).

	Número de especies (%)				Coberturas (%)			
	Media	Desv. st.	Mín.	Máx.	Media	Desv. st.	Mín.	Máx.
Gramíneas (Gram.)	27,21	6,60	15,79	43,48	44,26	12,57	16,28	80,32
Leguminosas (Leg.)	17,38	4,57	5,71	29,41	18,58	8,39	0,14	44,99
Otras	55,41	8,72	29,41	70,83	37,17	13,70	4,06	68,73

Tabla 3: Valor medio, desviación estándar, mínimo y máximo de las distintas formas biológicas expresadas como porcentajes de especies en el 1^{er} corte de prados pirenaicos (n=104 parcelas) (Reiné *et al*, 2009b).

Formas Biológicas (%)	Media	Desv. st.	Mín.	Máx.
Fanerófitos	0,14	0,64	0,00	3,45
Caméfitos	5,83	2,95	0,00	15,00
Hemicriptófitos	76,52	7,51	53,49	100,00
Geófitos	2,59	2,87	0,00	13,04
Terófitos	14,82	7,03	0,00	39,53
Sin clasificar	0,10	0,49	0,00	2,70

Tabla 4: Valor medio, desviación estándar, mínimo y máximo de los distintos índices de Ellenberg para las variables Luz (L), Humedad (F) Acidez (R), Nitrógeno (N) y Salinidad (S) en el 1er corte de prados pirenaicos (n=104 parcelas) (Reiné *et al*, 2009b).

Índices de Ellenberg	Media	Desv. st.	Mín.	Máx.
Luz (L)	6,63	0,33	5,55	7,26
Humedad (F)	4,28	0,36	3,52	5,35
Acidez (R)	6,05	0,34	4,98	6,67
Nitrógeno (N)	4,21	0,46	3,16	5,67
Salinidad (S)	0,14	0,04	0,03	0,26

El total de especies vegetales inventariadas en las 104 parcelas estudiadas, fue de 182, 29 de ellas pertenecientes a la familia de las gramíneas, 23 a leguminosas y 130 a otras familias botánicas.

En la Tabla 5 se muestra la matriz de correlaciones entre los parámetros observados. La producción se correlaciona positivamente con la uniformidad, la cobertura de gramíneas, las especies indicadoras de luminosidad y nitrógeno, y la altura de la hierba; y lo hace negativamente con la riqueza de especies y la pendiente. Por otro lado, la riqueza específica tan sólo presenta correlaciones positivas con la diversidad, la cobertura del grupo "otras" y la

pendiente, y está negativamente correlacionada con la cobertura de gramíneas, la altura de la hierba y los índices de Ellenberg de luz, humedad, acidez edáfica y nitrógeno.

Tabla 5: Matriz de Correlaciones entre algunos parámetros estudiados. Prueba de Pearson (n=104 parcelas). Sólo se indican con asteriscos las correlaciones significativas (p<0,01 **; p<0,05 *). Véanse las Tablas 1, 2 y 4 para los nombres de las variables (Reiné *et al.*, 2009b).

Nº Esp.	H'	J	Gram. Leg.	Otras	L	F	R	N	S	Alt.	Pend.	Alt.hba.	Prod.		
Nº Especies	1	0,75**	0,19	-0,41**	-0,09	0,43**	-0,48**	-0,64**	-0,41**	-0,75**	-0,01	0,19	0,28**	-0,48**	-0,24*
Diversidad (H')	0,75**	1	0,78**	-0,42**	-0,02	0,40**	-0,37**	-0,44**	-0,30**	-0,49**	-0,06	0,10	0,14	-0,35**	0,01
Equitabilidad (J)	0,19	0,78**	1	-0,23*	0,07	0,17	-0,11	-0,05	-0,07	-0,02	-0,08	0,01	-0,06	-0,08	0,23*
Gramíneas	-0,41**	-0,42**	-0,23*	1	-0,19*	-0,80**	0,30**	0,43**	0,17	0,47**	0,08	-0,07	-0,15	0,44**	0,29**
Leguminosas	-0,09	-0,02	0,07	-0,19*	1	-0,43**	0,20*	0,05	0,23*	0,09	0,27**	-0,17	-0,07	-0,09	-0,01
Otras	0,43**	0,40**	0,17	-0,80**	-0,43**	1	-0,40**	-0,42**	-0,30**	-0,49**	-0,24*	0,16	0,18	-0,37**	-0,26*
Luz (L)	-0,48**	-0,37**	-0,11	0,30**	0,20*	-0,40**	1	0,68**	0,89**	0,67**	0,09	-0,26**	-0,20	0,31**	0,18
Humedad (F)	-0,64**	-0,44**	-0,05	0,43**	0,05	-0,42**	0,68**	1	0,50**	0,86**	-0,08	-0,19	-0,33**	0,41**	0,37**
Acidez (R)	-0,41**	-0,30**	-0,07	0,17	0,23*	-0,30**	0,89**	0,50**	1	0,63**	0,01	-0,35**	-0,19	0,31**	0,14
Nitrógeno (N)	-0,75**	-0,49**	-0,02	0,47**	0,09	-0,49**	0,67**	0,86**	0,63**	1	-0,04	-0,33**	-0,31**	0,56**	0,38**
Salinidad (S)	-0,01	-0,06	-0,08	0,08	0,27**	-0,24*	0,09	-0,08	0,01	-0,04	1	-0,01	-0,08	-0,11	-0,09
Altitud	0,19	0,10	0,01	-0,07	-0,17	0,16	-0,26**	-0,19	-0,35**	-0,33**	-0,01	1	0,01	-0,27**	0,08
Pendiente	0,28**	0,14	-0,06	-0,15	-0,07	0,18	-0,20	-0,33**	-0,19	-0,31**	-0,08	0,01	1	-0,16	-0,30**
Altura hierba	-0,48**	-0,35**	-0,08	0,44**	-0,09	-0,37**	0,31**	0,41**	0,31**	0,56**	-0,11	-0,27**	-0,16	1	0,33**
Producción	-0,24*	0,01	0,23*	0,29**	-0,01	-0,26*	0,18	0,37**	0,14	0,38**	-0,09	0,08	-0,30**	0,33**	1

En la Tabla 6 se presenta los resultados de la clasificación fitosociológica de las parcelas, tanto a nivel de alianza vegetal como descendiendo al nivel de asociación. En ambos casos los resultados hacen referencia a los nueve grupos identificados en el análisis del programa TWINSpan. La descripción detallada de estos grupos se puede consultar (Chocarro *et al.*, 2009a).

Cabe destacar que, atendiendo a su vegetación, prácticamente todas las parcelas muestreadas están consideradas como hábitats de interés comunitario según la Directiva 92/43/CEE. La mayoría de ellas, el 72%, pertenecen a la alianza *Arrhenatherion*, y están incluidas en el hábitat 6510. Dentro de esta alianza, la asociación predominante es *Ophioglosso-Arrhenatheretum elatioris*, destacando en los grupos G1 y G9 (80% en ambos). El 22% de los prados se clasificaron dentro de la alianza *Trisetum-Polygonion*, y se incluirían en el hábitat 6520. Con menor porcentaje (5%) se identificaron algunas parcelas de la alianza *Bromion*, del hábitat 6210 (ver la descripción del hábitat para España en Yera *et al.*, 2009),

comunidades vegetales que pese a ser segadas, podrían considerarse en el Pirineo como de transición hacia los pastos de puerto (Fillat 2003, Fillat *et al.*, 2008). Únicamente la parcela perteneciente a la alianza *Cynosurion* quedaría excluida de la mencionada Directiva Hábitat.

Tabla 6: Clasificación fitosociológica a nivel de asociación vegetal y sus porcentajes de presencia en los nueve grupos de prados diferenciados por el programa Twinspan (n=número de parcelas en cada grupo).

Clasificación Fitosociológica	Grupos TWINSpan									
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	Total
	(n)	(5)	(9)	(20)	(11)	(5)	(15)	(22)	(12)	(5)
<i>Al. Arrhenatherion elatioris</i>	100,0	44,4	65,0	81,8	40,0	26,7	100,0	91,7	100,0	72,1
<i>Ophioglosso-Arrhenatheretum elatioris</i>	80,0	11,1	35,0	27,3	0,0	13,3	27,3	58,3	80,0	
<i>Rhinantho mediterranei-Trisetum flavescens</i>	20,0	22,2	15,0	45,4	40,0	6,7	31,8	0,0	0,0	
<i>Gentiano luteae-Trisetum flavescens</i>	0,0	11,1	10,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,0	
<i>Tragopogon-Lolietum multiflori</i>	0,0	0,0	5,0	9,1	0,0	6,7	40,9	33,3	20,0	
<i>Al. Trisetum-Polygonion bistortae</i>	0,0	44,4	30,0	9,1	0,0	73,3	0,0	8,3	0,0	22,1
<i>Trisetum flavescens-Heracleetum pyrenaici</i>	0,0	44,4	30,0	9,1	0,0	73,3	0,0	8,3	0,0	
<i>Al. Cynosurion cristati</i>	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
<i>Cynosuro cristati-Trifolietum repens</i>	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Al. Bromion erecti</i>	0,0	0,0	5,0	9,1	60,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8
<i>Euphrasio Plantaginetum subass. centaureosum</i>	0,0	0,0	0,0	9,1	60,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Phyteumo orbicularis-Festucetum nigrescens</i>	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

A la vista de los resultados presentados en las tablas anteriores se puede concluir que los ganaderos del Pirineo de Huesca continúan gestionando prados con aceptables producciones de materia seca y que además mantienen una alta riqueza específica y diversidad. A pesar de que entre producción y biodiversidad no existe una correlación positiva, parece que el modo de manejo mantiene ambos parámetros a niveles deseables para la sostenibilidad ecológica. La clasificación fitosociológica de la vegetación estudiada así lo demuestra ya que incluye la mayoría de las comunidades dentro de las alianzas *Arrhenatherion* y *Trisetum-Polygonion*, consideradas ambas como hábitats de interés comunitario según la Directiva 97/62/CE. La protección de estas comunidades deberá velar por la continuidad de la gestión ganadera de las mismas.

3. MANEJO ACTUAL DE LOS HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO 6510 Y 6520 (PRADOS DE SIEGA)

Siega, pastoreo y fertilización son las prácticas agrarias básicas en los prados de montaña. La siega comienza en junio y se lleva a cabo de forma escalonada en el gradiente altitudinal, comenzando por los prados más bajos. En aquellos prados donde es posible aplicar el riego durante los meses veraniegos se obtiene un segundo corte a finales de agosto. Los pastoreos se realizan en dos épocas: primavera y otoño, y la aplicación del estiércol o purín suele ser a la salida del invierno, siendo minoritario el uso de abonos minerales. A continuación se describen más detalladamente estas prácticas recopiladas en Chocarro y Reiné (2008).

3.1. La siega

La producción primaveral-estival de hierba es recolectada para alimentar al ganado estabulado. El momento óptimo del corte es un compromiso entre la producción a obtener y su valor nutritivo (San Miguel, 2001), aunque se debe pensar también en el rebrote posterior y en el método elegido para la conservación de la hierba. Normalmente el número de siegas anuales depende de las condiciones de temperatura y precipitación. En los valles atlánticos del País Vasco y la Cornisa Cantábrica con temperaturas algo más amortiguadas y sin déficit hídrico estival, se dan hasta cinco cortes anuales (Amella y Ferrer, 1990). Sin embargo las condiciones climáticas del Pirineo aragonés reducen sensiblemente el periodo de crecimiento de la hierba a 4-5 meses. En estos casos sólo es posible la realización de un buen corte, aunque con riego suplementario estival puede darse un segundo, siempre de menor producción. La calidad del forraje producido, además de la composición florística de cada prado depende del estado de desarrollo de las plantas en el momento del corte. Es común en nuestros valles retrasar la fecha del primer corte para superar las lluvias primaverales que impiden el henificado. El hecho conlleva una pérdida de la calidad forrajera al descender la digestibilidad de la materia seca producida, pero el ganadero tiene un calendario apretado y en esos momentos parece estar más pendiente del comienzo del pastoreo del ganado en los pastos de puerto.

En un reciente trabajo realizado mediante encuestas a propietarios o arrendatarios de 49 prados del sector occidental del Pirineo aragonés (Marcén, 2010), en el 90% de los casos las parcelas se segaron solamente una vez al año, solo 2 parcelas regadas recibían 2 cortes, y 3 parcelas no se segaban, solo se pastaban. Las fechas de la primera siega variaron entre mediados de junio (parcelas más bajas) y mediados de julio (parcelas a más de 1400 m), de acuerdo con la distribución de la Figura 1. La práctica más frecuente es por lo tanto a finales de junio (63% de los casos). En algunos valles la festividad de S. Juan, el 24 de junio, marca el comienzo de la campaña de la hierba. En prados regados con dos cortes, la fecha del primero se adelanta siempre a mediados de junio, para dar tiempo a la hierba a desarrollarse y obtener un buen segundo corte en la segunda quincena de agosto.

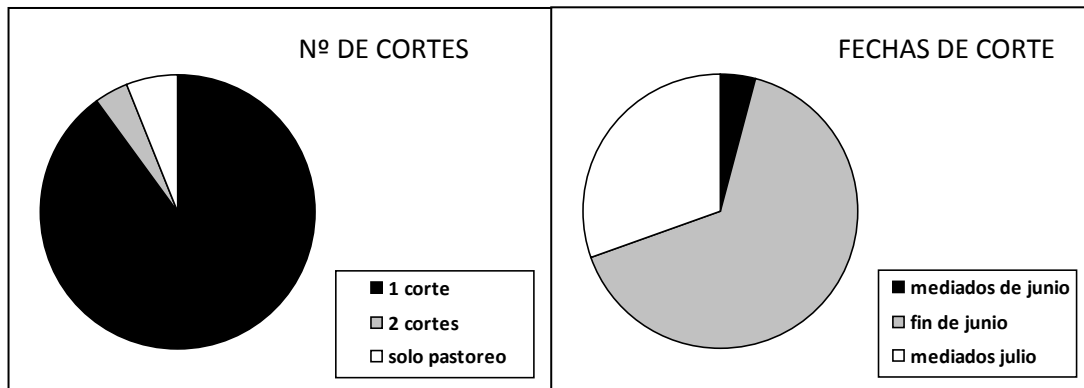


Figura 1: Frecuencia del número de cortes y fechas en que se produce la primera siega, en prados del sector occidental del Pirineo aragonés. Para el primer caso n=49, para el segundo n=46.

3.2. El pastoreo

A pesar de que el aprovechamiento principal de estos prados es la siega, también se realiza en ellos el pastoreo en dos momentos del año. En primavera los animales aprovechan la brotación inicial, al mismo tiempo que se consigue retrasar provechosamente el primer dallado al verano, momento de mayor frecuencia y duración de periodos secos que aseguran la henificación. Tras este pastoreo en los prados de siega, el ganado es trasladado progresivamente primero a los prados sólo pastados, a los pastos intermedios y después a los pastos de puerto situados en la zona supraforestal, donde el ganado estiva entre dos meses y medio y tres meses. Trascurrido este periodo el ganado baja progresivamente a los prados, que tras su corte tienen una última oferta de hierba que los animales aprovechan a diente. Este último pastoreo otoñal en muchos valles se denomina “rebasto”.

De las encuestas realizadas por Marcén (2010), se desprende que el 100% de las parcelas segadas son también pastadas. El aprovechamiento de la hierba por lo tanto siempre es mixto, no hay nunca parcelas exclusivas de siega. De este mismo trabajo se concluye que todas las parcelas se pastan en otoño, siendo esta la época principal de pastoreo, y además el 30% de ellas se pastan también en primavera (Figura 2). La práctica del pastoreo primaveral quizás esté más extendida por los valles centrales y orientales de la provincia (Bernués, 1996). Respecto al tipo de ganado son mayoritarias las parcelas con pastoreo de vacas, el 77% de los casos, frente al 23% de pastoreo ovino. La carga media anual que suponen los pastoreos descritos es de 0,63 UGM/ha, con un mínimo de carga de 0,11 UGM/ha y un máximo de 1,75 UGM/ha.

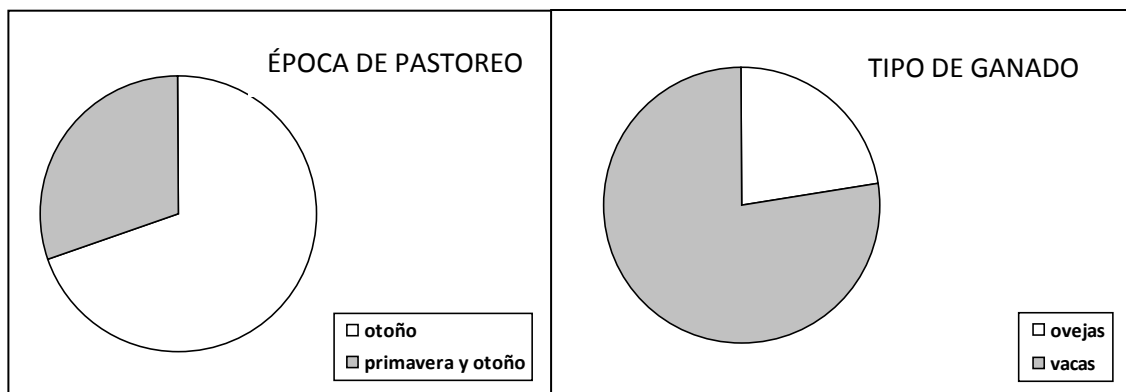


Figura 2: Frecuencias en las épocas de pastoreo y en el tipo de ganado pastante, en prados del sector occidental del Pirineo aragonés, n=49 parcelas.

3.3. La fertilización

Las extracciones de la hierba deben de ser compensadas por el aporte de nutrientes, que habitualmente se realiza mediante abonado orgánico. Este se reparte a la salida del invierno-comienzos de la primavera, bien en forma de estiércol, o como purín de ganado vacuno (Bernués, 1996).

El estiércol está constituido por las deyecciones y las “camas” recogidas de los establos. Una vaca estabulada de unos 600 kg produce anualmente 80 kg de N, 28 kg de P_2O_5 y 98 kg de K_2O , por lo tanto su interés como abono es obvio, aunque la liberación de los nutrientes suele ser lenta (Ferrer *et al.*, 1990). Como enmienda debemos recordar que el estiércol formará humus que mejorará la estructura suelo y la disponibilidad de nutrientes. Las dosis que se aplican en estos prados fluctúan entre las 20-25 t materia fresca/ha-año y es importante recordar que antes de su vertido, el estiércol debe estar bien reposado (“hecho”) (Bernués, 1996).

El purín es una mezcla semilíquida compuesta por las deposiciones sólidas, las líquidas y el agua. Es más rico en nitrógeno amoniacal, potasio y calcio que el estiércol y tiene un efecto inmediato sobre la producción con un espectacular impulso en el crecimiento primaveral de las especies de gramíneas. Las dosis de purín que se aplican en estos prados fluctúan entre las 30-35 t materia fresca/ha-año, y con ellas se suele cosechar más hierba, pero generalmente de peor calidad que la estercolada (Bernués, 1996).

Tras hacer el balance entre lo aportado por estos abonos orgánicos y las extracciones de la hierba, normalmente en este tipo de comunidades vegetales se observa un ligero déficit sobre todo de K_2O , que puede quedar compensado con lo incorporado en los dos periodos de pastoreo. De todas formas, para evitar estas deficiencias, cada dos o tres años los agricultores abonan sus prados con fertilizantes inorgánicos complejos, como el 7-14-20 o similares.

En los prados recientemente estudiados por Marcén (2010), la fertilización orgánica de las parcelas se realiza única y exclusivamente mediante estiércol, en ninguna de las parcelas se empleaba purín. En la Figura 3 se puede observar cómo en el manejo actual de los prados más occidentales de la provincia, el estercolado solo se realiza todos los años o en años alternos en el 32% de los casos, se efectúa cada 3-4 años en el 30% de las parcelas, mientras que en el 38% restante no se estercola nunca. En lo que se refiere a la fertilización inorgánica mediante abono mineral, tan solo 22 de las 49 parcelas son fertilizadas habitualmente y 27 de ellas muy ocasionalmente o nunca. El tipo de abono utilizado no era conocido por todos los ganaderos encuestados, sin embargo, podemos asegurar que se trata del compuesto 8, 15, 15, distribuido en las cooperativas agrarias de la zona, bastante desequilibrado para el requerimiento de estos prados. Las dosis, esta vez tomadas con ciertas reservas, podrían establecerse entre los 300-350 kg / ha.

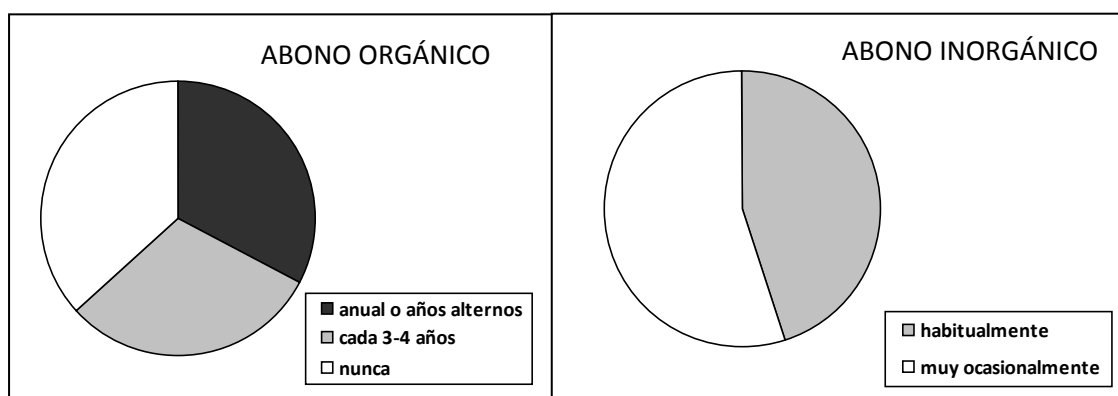


Figura 3: Frecuencias de abonado orgánico (estiércol) e inorgánico, en prados del sector occidental del Pirineo aragonés, n=49 parcelas.

Haciendo un balance entre los dos tipos de fertilización para tener una idea de la fertilización total de cada parcelas, éstas se clasificaron en tres categorías. Las parcelas con abonado orgánico anual o en años alternos y con fertilización inorgánica habitual se clasificaron como de nivel de fertilización alta. Las parcelas que no se suelen estercolar y que son abonadas inorgánicamente muy ocasionalmente se clasificaron como nivel de fertilización nulo. El resto de las parcelas se agruparon como de fertilización media (Marcén, 2010). De esta forma se obtuvo el gráfico de la Figura 4, en el que se observa que el 51% de las parcelas son medianamente fertilizadas, el 26% no se fertilizan y el 23% reciben un nivel alto de fertilización.

Los criterios seguidos por los ganaderos para el abonado de los prados son diversos, pero son de gran peso la tradición de la zona y la distancia o accesibilidad a las parcelas. Sabido es que el abonado orgánico a base de estiércol es más incómodo que el mineral; esto hace que el primero se prefiera para las parcelas mejor situadas y más próximas a las explotaciones y el segundo para las más alejadas. Se da la paradoja por lo tanto que en ocasiones parcelas ubicadas en situaciones “difíciles” con mayor potencial florístico, son abonadas con inorgánico por comodidad.

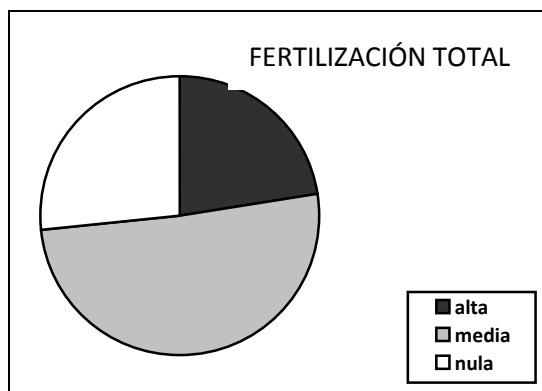


Figura 4: Clasificación de las 49 parcelas muestreadas en los valles del sector occidental del Pirineo aragonés según su nivel de fertilización (n=49 parcelas).

3.4. Influencia del manejo en la biodiversidad vegetal

En la Tabla 7 se presentan los resultados de los ANOVAs de una vía realizados para analizar la influencia de los distintos modos de gestión descritos en los apartados anteriores, sobre algunos parámetros de la biodiversidad vegetal: el índice de diversidad de Shannon Weaver, la riqueza específica en los 100 m² centrales de cada parcela, la cobertura de las gramíneas, de las leguminosas y de “otras” dicotiledóneas no leguminosas, y la altura de la hierba.

De su análisis podemos concluir lo siguiente:

- La fertilización total de las parcelas afecta significativamente en cuatro de las seis variables que caracterizan la vegetación. Conforme aumenta el nivel de fertilización se reduce significativamente la riqueza específica, aumentando las coberturas de gramíneas y leguminosas en detrimento del grupo “otras”.
- La frecuencia de cortes y sus fechas afecta significativamente a las coberturas de leguminosas. Estas son más elevadas cuando los cortes son más tempranos y en las parcelas que se efectúan dos. La altura de la hierba de las parcelas solo pastadas es significativamente menor que en las parcelas manejadas con una siega.
- El pastoreo, tanto por su momento como por el tipo de ganado, no tuvo una incidencia significativa sobre la vegetación. Solo la altura de la hierba es significativamente inferior cuando se pasta en 2 momentos, o cuando el ganado es ovino.

De estos resultados también es destacable la poca sensibilidad mostrada por los dos principales parámetros de biodiversidad, índice de Shannon y riqueza específica, frente a las prácticas de manejo. A pesar de ello, y tal y como se observa en los resultados obtenidos para la fertilización total, entre los dos parámetros citados, parece mejor indicador la riqueza específica que la estimación de Shannon.

Tabla 7: Valores medios de algunos parámetros de la vegetación según las distintas prácticas de manejo. Para cada variable de manejo, columnas con diferentes letras difieren significativamente (Test HSD-Tukey para $p < 0,05$, realizado solo cuando la prueba ANOVA era significativa con $p < 0,01$). Valores recopilados de Marcén (2010).

		Índice de Shannon	Riqueza específica (Nº sp)	Cobertura de gramíneas (%)	Cobertura de leguminosas (%)	Cobertura de "otras" (%)	Altura de la hierba (m)
Número de cortes	1 corte	2,43	29,06	49,94	19,84 a	30,22	0,81 b
	2 cortes	2,31	24,50	44,20	34,40 b	21,40	0,50 ab
	Solo pastoreo	2,61	36,00	40,03	24,23 ab	35,73	0,30 a
Fechas de corte	Mediados de junio	2,30	24,50	44,20	34,40 b	21,40	0,50
	Finales de junio	2,44	27,93	51,23	21,24 ab	27,59	0,84
	Mediados de julio	2,43	31,27	47,43	17,14 a	35,30	0,72
Época de pastoreo	otoño	2,40	28,91	48,20	20,13	31,49	0,87 b
	Primavera y otoño	2,53	30,20	51,13	22,00	27,02	0,49 a
Tipo de ganado	Ovejas	2,52	29,90	50,26	21,85	27,83	0,50 a
	Vacas	2,42	29,34	48,32	20,68	30,92	0,82 b
Abonado orgánico	Anual o años alternos	2,45	27,19	54,42	23,96	21,56 a	0,62 a
	Cada 3-4 años	2,36	28,40	48,45	19,76	31,69 ab	0,95 b
	Nunca	2,49	31,94	44,91	18,59	36,43 b	0,72 ab
Abonado inorgánico	habitualmente	2,45	27,91	52,70	23,74 b	23,35 a	0,70
	Muy ocasionalmente	2,43	30,44	46,16	18,23 a	35,69 b	0,80
Fertilización total	Alta	2,41	25,55 a	56,75 b	24,74 b	18,16 a	0,69
	Media	2,44	29,16 ab	48,34 ab	21,28 ab	30,41 b	0,79
	Baja	2,47	32,77 b	44,06 a	16,18 a	39,70 c	0,74

4. INDICADORES DE BIODIVERSIDAD

La definición de indicadores de la biodiversidad se inscribe en la problemática más general de la evaluación de la sostenibilidad de los sistemas agrarios. Se trata de obtener útiles simples y operacionales de diagnóstico y gestión. Existen diversos indicadores de biodiversidad, pero con diferentes escalas espaciales: parcela, explotación (granja, finca), paisaje, región, nación... Estos indicadores pueden ser utilizados para evaluar los efectos positivos o negativos de las diferentes actividades agrícolas y estrategias de gestión. Y son también útiles para evaluar el nivel de sostenibilidad de los agroecosistemas. Las últimas modificaciones de la PAC incluyen los *High Nature Value Farming Systems* y los países miembros de la UE tendrán que presentar en los próximos años un Catálogo de Sistemas Agrarios con exposición razonada de sus valores naturales y de los factores limitantes para su sostenibilidad. Los indicadores de biodiversidad son ya presentados para la certificación de "Alto Valor Natural".

Debemos citar el gran número de tentativas de definición de sistemas nacionales y supranacionales de indicadores de biodiversidad (Piveteau, 1998; NRC, 2000; Wascher, 2000;

MAFF, 2002; OECD, 2001; Delbaere, 2002; De Angelis, 2002; etc.). Pero estos sistemas no contemplan las escalas de granja y parcela.

Los principales modos de expresión de los indicadores de biodiversidad, tanto a escala de parcela como de explotación, basados fundamentalmente en Peeters et al. (2004), son los siguientes:

4.1. Medidas Directas

A escala de parcela:

- *La riqueza taxonómica.* Dentro de ella el más frecuente es la riqueza específica, número de especies por unidad de superficie. Pero también puede utilizarse un taxon superior, la riqueza de familias: en el ámbito de los prados, una medida de las proporciones de gramíneas, leguminosas y “otras” puede proporcionar informaciones muy valiosas sobre la relación entre la biodiversidad y la gestión.
- *Especies indicadoras de biodiversidad.* La presencia de algunas especies en el prado, a través de complejas correlaciones múltiples, puede indicar una mayor o menor riqueza florística en el prado.
- *Los índices de biodiversidad* tienen en cuenta la abundancia relativa de los distintos taxones. Los más utilizados son: El índice de Shannon-Weaver: $H = -\sum p_i \ln p_i$ siendo p_i la probabilidad de aparición (la abundancia) de cada taxon. El índice de equitatividad (J) es una medida de la forma en que los diferentes taxones se reparten sobre una superficie en una comunidad dada. El índice de diversidad está ligado a la equitatividad por la siguiente fórmula: $J = H / \ln S$, siendo S el número de taxones.
- *La rareza y la vulnerabilidad.* La rareza hace referencia a aquellos taxones que están representados por poblaciones poco numerosas. Hay listas rojas de especies protegidas. La vulnerabilidad implica la sensibilidad al riesgo de extinción de determinados taxones. En general, los taxa raros son también los más vulnerables. Pero la noción de vulnerabilidad es frecuentemente más pertinente para la conservación de la biodiversidad que la noción de rareza.

A escala de explotación y del paisaje:

- *Proporción de SAU ocupada por prados y la diversidad de hábitats* (con especial referencia a los Hábitats Natura 2000).
- *Superficie y desarrollo lineal de setos vegetales.* Es muy importante para la diversidad el mantenimiento de los setos en las lindes de las distintas parcelas (paisaje en “bocage”), que, entre otras funciones contribuyen a la conectividad entre hábitats. El grado de conectividad a través de los setos de separación entre parcelas es fácilmente calculable gracias a técnicas de cartografía asistida por ordenador.
- *Diversidad de comunidades fitosociológicas* representadas en la explotación o en el paisaje o región, con especial referencia a los Hábitats Natura 2000.

4.2. Medidas Indirectas

A escala de parcela:

Pueden resultar de utilidad cuando las evaluaciones directas se hacen difíciles por razones prácticas o de coste. Las medidas indirectas pueden consistir en la utilización de información ya existente (bases de datos) o de indicadores más fáciles de cuantificar que los citados en las medidas directas. Se trata de considerar las correlaciones bien conocidas entre indicadores biológicos e indicadores químicos o físicos. Por ejemplo, la riqueza del suelo en elementos nutritivos o la cantidad de abono nitrogenado utilizado por unidad de superficie están correlacionados negativamente con la diversidad vegetal de los prados. Es un hecho constatado que los mayores valores de biodiversidad se dan, en general, en los sistemas más extensivos.

Los tres ejes del manejo vistos en el apartado 3 son la siega (momento y número), el pastoreo (momento, carga ganadera y tipo de animal) y la fertilización (orgánica, mineral, mixta, dosis y épocas de aplicación). Las múltiples posibilidades de actuación con respecto a cualquiera de estos tres ejes determinarán el carácter más o menos intensivo o extensivo de la explotación de los prados.

La utilización del puerto en verano, unos 120 días (mediados de junio a mediados de octubre) deberá ser considerada como un indicador indirecto de biodiversidad en la calificación de una explotación concreta. Y ello por dos razones: a) porque a escala de paisaje o región también es preciso conservar la biodiversidad de los puertos, y de los espacios intermedios ("las bajantes") al subir y bajar, y ello no puede lograrse sin su aprovechamiento ganadero estival; b) porque al asignar a los puertos la alimentación del ganado durante 120 días, los prados sólo deben aportar el sustento de los otros 240 días, por lo que su explotación no precisa de manejos muy intensificados.

Pero también el riesgo de desaparición del hábitat bien por cambios de uso del suelo o por el abandono de las prácticas agrarias ya citadas anteriormente puede ser evaluado a través de estas medidas indirectas.

Entre los indicadores indirectos más consistentes utilizables en el ámbito de los prados se pueden citar los siguientes:

- *Cantidad de abonos minerales* utilizados por unidad de superficie.
- *Cantidad de abonos orgánicos* utilizados por unidad de superficie.
- *Sistema de aprovechamiento*: siega o pastoreo.
- *Frecuencia de aprovechamientos* (siega o pastoreo).
- *Fecha del primer aprovechamiento* (en general se trata de una siega).
- *Carga del ganado* en caso de aprovechamiento por pastoreo.
- *Riqueza del suelo en fósforo extraíble*.

A escala de explotación y del paisaje

- *Proporción de superficies protegidas.*
- *Proporción de superficies primadas por medidas agro-ambientales.*
- *Proporción de suelos con fuerte pendiente.*
- *Diversidad en los sistemas de gestión de las diferentes parcelas.*

4.3. Valores de Referencia

Para la interpretación de los índices de biodiversidad medidos tanto de una forma directa como indirecta, es preciso contar con unos valores de referencia, que pueden ser, a su vez, relativos o absolutos.

Una evaluación absoluta descansa sobre la existencia de unos valores de referencia predefinidos, formulados científica y técnicamente, y aceptados legislativamente a través de las correspondientes normas o reglamentaciones legales. Ello siempre debe implicar negociaciones entre los legisladores (los políticos) y representantes de los agricultores, de los servicios de extensión agraria y de los científicos.

Para la evaluación relativa, los valores de referencia deben establecerse por comparación entre prados de la misma región, utilizando medias y desviaciones estándar.

En ambos casos parece más razonable hablar de valores umbrales que de valores fijos. Es decir, establecer una horquilla entre valores mínimos y máximos aceptables desde un punto de vista científico.

También es conveniente repetir las mediciones de índices en el tiempo, según unos intervalos establecidos, con el fin de controlar la evolución o la tendencia. En este sentido, además de diagnosticar si se está perdiendo, conservando o ganando biodiversidad, será preciso correlacionar dicha tendencia con la gestión, o los cambios en el manejo, de los prados y poder así recomendar, en su caso, las medidas correctoras o las rectificaciones que correspondan. Hay que asumir además que una pérdida de biodiversidad no sólo debe atribuirse a los aspectos de manejo, sino también a circunstancias meteorológicas concretas (exceso de frío unos años, sequía pronunciada otros, etc.).

5. VALORES DE REFERENCIA PARA LOS HÁBITAT DE PRADOS DE MONTAÑA DEL PIRINEO ARAGONÉS A ESCALA DE PARCELA

Los valores de referencia que vamos a proponer en los capítulos 5 y 6 se basan en trabajos realizados en prados del Pirineo aragonés, y especialmente a estudios de los autores de este informe. Nos referiremos a valores umbrales de evaluación relativa (véase apartado 4.3.), obtenidos a partir de valores medios y de la correspondiente desviación estándar o bien, de valores próximos obtenidos de trabajos de diferentes autores.

5.1. Medidas Directas

Riqueza específica

Entre 15 y 51 especies (valor medio 33) en los 100 m² centrales de la parcela, según Reiné *et al.* (2009b) y Chocarro *et al.* (2009b) (Tabla 1). Gibon *et al.* (2004) han encontrado en prados de diversas regiones francesas unas riquezas específicas medias que oscilan entre 25 y 38. En algún prado se han registrado riquezas específicas superiores a 50. Cifras muy próximas habían obtenido Ferrer *et al.* (1990) y Maestro *et al.* (1990).

Cobertura de gramíneas leguminosas y “otras”

Los mayores valores de biodiversidad vegetal se encuentran en prados donde es mayor la cobertura de “Otras” familias, a costa de Gramíneas y Leguminosas (Chocarro *et al.*, 2009; Reiné *et al.* 2010). Este puede resultar un indicador muy sencillo y útil que está relacionado con la gestión: un “exceso” de abonado N se traduce en un aumento notable en la cobertura de gramíneas; un exceso de abonado PK (algunos ganaderos lo utilizan porque es el que recomiendan los técnicos para la alfalfa) se traduce en un incremento anormal en la cobertura de leguminosas; y en ambos casos, la diversidad vegetal se reduce. Como valores de referencia se pueden consultar los de la Tabla 2.

Como información complementaria, Reiné *et al.* (2010) han observado, en prados del Pirineo aragonés que el grupo de “Otras” familias, cuya denominación ha venido siendo tradicionalmente considerada como peyorativa (malas hierbas), se correlaciona positivamente con la calidad de la hierba.

Especies indicadoras

Además de *Arrhenatherum elatius* y *Polygonum bistorta*, como especies más representativas de ambos hábitat, la presencia y cobertura de otras especies en el prado puede estar correlacionada positiva o negativamente con la diversidad florística del mismo. Por ejemplo, Barrantes *et al.* (2008) han determinado que la presencia de alguna o algunas de las siguientes especies se correlaciona positivamente con la riqueza específica: *Briza media*,

Carum carvi, *Lathyrus pratensis*, *Leucanthemum vulgare*, *Medicago lupulina*, *Phyteuma orbiculare*, *Rhinanthus mediterraneus* y *Tragopogon pratensis*. Los citados autores explican esta correlación, por el hecho de que, salvo *Lathyrus pratensis*, todas las demás son propias no sólo de *Arrhenatherion elatioris* sino también de *Bromion erecti*, siendo esta última alianza fitosociológica un 25 % más rica en especies que la anterior (Gómez-García *et al.*, 2002). En sentido contrario, Barrantes *et al.* (2008) encuentran que la cobertura de *Dactylis glomerata* y *Trifolium pratense* indican baja biodiversidad; se trata de dos especies muy competitivas en las condiciones ecológicas generales de los prados y por ello, no sólo aparecen en prácticamente todas las parcelas, sino que además, por su competitividad, impiden la presencia de otras especies. En un análisis TWINSpan realizado a partir de 104 inventarios (Chocarro *et al.*, 2009b), las especies *Festuca rubra*, *Scabiosa columbaria*, *Leucanthemum vulgare*, *Sanguisorba minor* y *Salvia pratensis* clasificaron los grupos de prados más diversos, mientras que *Lolium perenne* y *Poa trivialis* indicaron menor diversidad y más intensificación en el manejo.

La presencia en el prado de algunos fanerófitos como *Crataegus monogyna*, *Genista scorpius*, *Prunus spinosa*, *Rosa sp.*, *Rubus sp.*, etc. también debe alertarnos puesto que indicaría ausencia de siega y/o pastoreo y por lo tanto abandono agrario. En el extremo opuesto otras especies pueden indicar nitrofilia (por ejemplo *Rumex sp.* y *Urtica dioica*) que además también indican una disminución de la riqueza florística, puesto que estas condiciones edáficas de exceso de nitratos hacen muy competitivas a las especies nitrófilas.

Índice de Shannon-Weaver

En el primer corte se citan valores de 2,4 – 2,6 (Chocarro *et al.* 1988 y 1992) y de 2,55 con una desviación estándar de 0,28 en Reiné *et al.* (2009) (Tabla 1). Reiné y Fillat (1993) elevan este valor hasta 3,64 en zonas húmedas de los prados pirenaicos, próximas a las acequias de riego. Hereu y Fanlo (1992) han puesto de manifiesto menor biodiversidad, 1,53, en prado pirenaicos “muy manejados” (manejo más intensivo) que en prados “poco manejados”, 2,38. Esta última cifra, como puede verse, es prácticamente igual a las dadas más arriba.

Índice de Equitabilidad

Los resultados de la equitatividad o uniformidad de Pielou en el momento del primer corte se cita por Reiné *et al.* (2009) con un valor medio de 0,73 y con una desviación estándar de 0,05 (Tabla 1).

Rareza, Vulnerabilidad, etc.

En los numerosos trabajos realizados por los autores en los prados de los valles del Pirineo aragonés no aparece ninguna especie vegetal del Catálogo de especies amenazadas en Aragón: flora (Alcántara, 2007), donde figuran especies en peligro de extinción, sensibles a la alteración de su hábitat, vulnerables y de interés especial. Ello no quiere decir que alguna de estas especies pueda aparecer excepcionalmente en algún prado del Pirineo, pero, en cualquier caso, su presencia o ausencia no podría ser utilizada como un índice o un valor de referencia, dada precisamente la excepcionalidad de tal situación.

Algunas de las especies de los anexos II, IV y V de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) que pueden estar presentes en los dos hábitat pero en modo no preferencial son: *Árnica montana* (Anexo V), *Aster pyrenaeus* (Anexos II y IV), *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *nobilis* (Anexo V), *Gentiana lutea* (Anexo V), *Narcissus triandrus* (Anexo IV), *Cypripedium calceolus* L. (Anexos II y IV), *Spiranthes aestivalis* (Anexo IV), *Narcissus asturiensis* (Anexos II y IV).

5.2. Medidas Indirectas

Fertilización

Tal y como hemos visto en el capítulo 3 la fertilización de los prados se basa en el abonado orgánico, fundamentalmente estiércol (en algún valle se hace purín) y se complementa con abono mineral. El efecto conjunto de ambas prácticas reduce de forma significativa la riqueza específica de los prados (Tabla 7).

Con el fin de ver el grado de conciliación entre la eficacia técnico-económica y medioambiental en la explotación de prados en el Pirineo, conviene conocer cuál es el grado de reposición de nutrientes al suelo con respecto a las exportaciones de los mismos por la hierba. Según Maestro *et al.* (1990), estos prados producen una media de 3912 kg/ha de MS en el primer aprovechamiento, una siega para henificar (con una composición de 1,4 % de N, 0,20 % de P y 1,73 % de K sobre MS), y de 1385 kg/ha de MS en el segundo aprovechamiento, un pastoreo otoñal (con una composición de 3,2 % de N, 0,33 % de P y 2,40 % de K sobre MS). Ello implica unas exportaciones totales anuales por ha de prado de 98,6 kg de N, 12,4 kg de P y 100,8 kg de K, es decir: 98,6 kg de N, 28,5 kg de P₂O₅ y 121,0 kg de K₂O (1)

Para calcular la reposición de nutrientes a partir de las deyecciones animales, es preciso estimar la carga ganadera. Según Ferrer *et al.* (2008), en los Altos Valles del Pirineo aragonés hay un censo de 17 434 vacas que explotan un total de 9609 ha (prados y cultivos forrajeros), lo que implica una densidad de 1,8 vacas . ha⁻¹ de prado . año⁻¹. Por otro lado, las deyecciones totales (sólidas y líquidas) del vacuno son (Ferrer *et al.*, 2002), del orden de 16 000 kg . vaca⁻¹ . año⁻¹ que, con un 14% de MS aportan anualmente 80 kg de N, 28 kg de P₂O₅ y 98 kg de K₂O. Dado que las vacas sólo permanecen en el valle 240 días (el resto están en el puerto o en las “bajantes”), habría que considerar que la restitución sobre los prados (no consideramos inicialmente pérdidas) sólo sería el 65 % (240/365) de las citadas cantidades: 52 kg de N, 18,2 kg de P₂O₅ y 63,7 kg de K₂O. Multiplicando estas cifras por 1,8 vacas . ha⁻¹ de

prado . año⁻¹ obtendríamos el siguiente resultado: 93,6 kg de N, 32,8 kg de P₂O₅ y 114,7 kg de K₂O (2). Estos nutrientes son restituidos al prado bien directamente por pastoreo (primavera a veces, otoño siempre) o bien a través del estiércol (sin considerar los aportes de la “cama”) o del purín producidos durante la estabulación invernal.

Para todos los cálculos anteriores no se han tenido en cuenta pérdidas, que en el caso del Nitrógeno pueden ser cuantiosas por volatilización en forma amoniacal. Sin embargo no conviene olvidar los aportes de Nitrógeno al suelo por parte de las leguminosas mediante la simbiosis con los *Rhizobium*, y que en general se cuantifican en unos 70 kg N por 1000 kg de MS de leguminosas. Según Maestro *et al.* (1990), las leguminosas aportan un 9 % de la biomasa del primer aprovechamiento (352 kg sobre la producción total de 3912 kg) y un 20 % de la biomasa del segundo aprovechamiento (277 kg sobre la producción total de 1385 kg), es decir 629 kg de biomasa anual son aportados por las leguminosas, que implicarían un enriquecimiento anual de 44 kg de N por ha, probablemente suficientes para compensar las pérdidas de este nutriente por volatilización de las deyecciones.

Si comparamos las cifras anuales de las exportaciones (1) y las de las restituciones de procedencia orgánica (2) observamos que son sensiblemente iguales, lo que cuestiona el uso de abonos minerales en estos prados. O lo que es lo mismo, la práctica tradicional de abonar sólo con estiércol aparece como técnicamente correcta. Desde el punto de vista de una explotación compatible con la conservación de la biodiversidad, la sola utilización de fertilizantes orgánicos debería considerarse como un buen indicador. Además permitiría a los ganaderos acogerse a la agricultura y ganadería ecológicas.

No obstante lo anterior deberá vigilarse lo ya comentado acerca de la proporción de gramíneas y leguminosas (véase el apartado 5.1 y la Tabla 7). Un incremento anormal en la proporción de cualquiera de estas dos familias implicaría una reducción de la biodiversidad y delataría una gestión de la fertilización poco adecuada.

También puede recordarse aquí que, a veces, la fertilización orgánica, por dosis demasiado altas o por contenido en semillas indeseables (o por ambas cosas), puede dar lugar a una invasión del prado por plantas nitrófilas (por ejemplo especies de *Rumex*, *Myosotis*, *Cruciata laevipes*, *Stellaria media*, etc.) que suele traducirse también en una pérdida de biodiversidad. Deberá vigilarse este aspecto y tomar decisiones correctoras de la gestión en cuanto a fertilización.

Finalmente, cabe apuntar que si bien una fertilización elevada se suele traducir en el correspondiente incremento del rendimiento, éste a su vez se correlaciona negativamente con la calidad de la hierba. Reiné *et al.* (2010) han demostrado, en prados del Pirineo aragonés, que en términos de kg de Proteína Digestible/ha o de kg de Materia Seca Digestible/ha, prados con elevada riqueza específica dan valores productivos muy semejantes a prados más intensificados, con mayor rendimiento bruto pero con baja biodiversidad.

Sistema de aprovechamiento

Como ya se ha repetido (apartado 3), el sistema tradicional de aprovechamiento de los prados ha sido el de una siega al comienzo del verano para conservar la hierba (por henificación o por ensilaje) que el ganado va a consumir durante la estabulación invernal; y un pastoreo otoñal cuando el ganado baja de los puertos. Si hay posibilidades de riego se suele hacer otro aprovechamiento en verano (Ferrer *et al.*, 1990), que también se siega para conservar, aunque a veces se pasta si han quedado vacas que, por razones de diversa índole no han subido a puerto. A veces, en parcelas más incómodas para la siega (difícil acceso, topografía abrupta, etc.) el primer aprovechamiento también se realiza por pastoreo, antes de que el ganado suba a puerto. Cualquiera de las opciones citadas, todas ellas tradicionales, parecen haber demostrado una buena conservación de la biodiversidad en los prados pirenaicos.

Una explotación de los prados exclusivamente por pastoreo, comprando a terceros todo el alimento invernal (por ejemplo unifeed), además de un ahorro en maquinaria y mano de obra para cosechar, probablemente se traduciría en un aumento de la biodiversidad en los prados. Pero ello implicaría también no subir el ganado a los puertos, y allí, en cambio, se perdería biodiversidad. A escala regional o de paisaje, este modo de gestión no tradicional sería, en principio, poco recomendable. La práctica de la siega de los prados en zonas de montaña no es sólo una cuestión de autonomía alimentaria, sino también de identidad cultural de estos ganaderos (Petit *et al.*, 2004).

Número de cortes

Según Maestro *et al.*, (1990), la siega, al principio de verano, se realiza, de media, la primera semana de julio y el pastoreo otoñal comienza la tercera semana de octubre, habiendo un intervalo entre ambos aprovechamientos de 110-115 días. En caso de que el prado se riegue (y el primer riego siempre se realiza después del primer corte porque antes el agua es de deshielo y está muy fría), se realiza dos cortes en la hierba. Utilizando valores medios (Ferrer *et al.*, 1990), la siega de principio de verano se realiza un poco antes que en el caso anterior, la última semana de junio; el segundo aprovechamiento, y también generalmente por siega, se efectúa en la tercera semana de agosto; y el pastoreo de otoño comienza la tercera semana de octubre, como en los prados no regados. El intervalo medio entre el primer y segundo aprovechamiento es de 55 días, y entre el segundo y tercero, de 65 días.

En el caso de los prados con riego, esta práctica ya indica *per se* una cierta intensificación. Por otro lado, al tratarse de tres aprovechamientos anuales el rendimiento total anual es mayor y, por tanto, las exportaciones de nutrientes también lo son. Según Ferrer *et al.* (1990) estos prados producen de media 7671 kg MS/ha de hierba, frente a 5297 kg MS/ha de los prados no regados, es decir un 45 % más que éstos. Con datos de estos mismos autores, las exportaciones en los prados regados son de 159,5 kg de N, 44,9 kg de P₂O₅ y 177,2 kg de K₂O, es decir, con respecto a los prados no regados, un 62% más de N, un 58 %

más de P_2O_5 y un 47 % más de K_2O . Los incrementos de N y P_2O_5 son mayores que el del rendimiento en MS (45 %) porque la hierba del segundo aprovechamiento (agosto) es joven y rica en leguminosas, y por tanto muy proteínica y con alto nivel de fósforo. Estas mayores exportaciones implican la necesidad de una fertilización mineral, ya que con la fertilización orgánica no es posible reponer las extracciones. En conclusión, el riego de los prados implica una intensificación que podría dar lugar a una pérdida de biodiversidad, a escala de parcela, con respecto a los prados no regados.

Sin embargo, en el trabajo de Marcén (2010) en los pocos prados manejados con riego y dos cortes, las únicas diferencias significativas encontradas con el resto se deben a sus mayores coberturas en leguminosas y no a su riqueza específica. Quizás porque la mayor humedad en estos prados permite la aparición de algunas especies que no lo hacen en los no regados (Montserrat, 1987; Reiné y Fillat, 1993) por lo que a escala de explotación este dato debería ser considerado como positivo.

Fecha del primer corte

Como se ha visto en apartados anteriores, la fecha media tradicional del primer corte es la última semana de junio en los prados susceptibles de riego o la primera semana de julio, en los que no se riega. En ambos casos, y desde un punto de vista técnico, dichas fechas son demasiado tardías porque la hierba, dominada por las gramíneas, está en un estado fenológico de maduración (con una altura que suele sobrepasar 1,2 m), y por tanto su calidad es muy baja. En Praticultura se recomienda segar las gramíneas al final del encañado o principio de la floración como muy tarde. En experiencias realizadas por Maestro *et al.* (1990) en cinco parcelas de prados distribuidas en el Pirineo aragonés, se demuestra que la hierba segada en la primera semana de junio da, de media, 4157 kg/ha de MS, 424 kg/ha de PD (Proteína Digestible) y 3576 UF (Unidades Forrajeras)/ha. Un mes más tarde, es decir la primera semana de julio, el rendimiento de MS apenas ha crecido, 4418 kg/ha de MS, pero la pérdida de calidad se traduce en que la proteína y la energía han bajado a 266 kg/ha de PD y 2761 UF/ha, es decir unos decrementos de 37,3 % y 22,8 % respectivamente.

La explicación para justificar esta “mala práctica” de segar demasiado tardíamente, puede radicar en cuatro razones concomitantes: a) Finales de junio o principio de julio es una época estadísticamente sin lluvias, y por tanto idónea para henificar; b) En la praticultura pirenaica, asentada sobre parcelas antiguamente cultivadas con cereal, se ha mantenido durante generaciones una extrapolación de la cosecha de grano de estos últimos (plantas maduras, granadas y secas); c) La henificación implica mucha mano de obra y había que esperar a que el ganado subiera a puerto (mediados de junio), limpiar las cuadras, etc.; d) La escasa o incluso nula práctica de ensilar en el Pirineo aragonés, que implica segar al principio del encañado (estadio de espiga a 10 cm), es decir cuando la relación azúcares/proteína es la más adecuada para la fermentación láctica.

Desde el punto de vista de la biodiversidad vegetal, la práctica de segar la hierba muy tarde tampoco es adecuada. En efecto, en el primer aprovechamiento, como se ha dicho,

dominan las gramíneas porque estas plantas necesitan poco calor para realizar su ciclo. Como las plantas compiten entre sí primero por el espacio, luego por la luz y finalmente por los nutrientes del suelo (incluida el agua), las gramíneas impiden o dificultan mucho la germinación y el establecimiento de otras especies de fenología más tardía (por ejemplo *Crocus nudiflorus*, *Polygonum bistorta*, etc.). Si la siega se retrasa de una forma sistemática (todos los años), algunas de estas plantas terminan por desaparecer del prado, con la consiguiente pérdida de biodiversidad. Por todas las razones expuestas, recomendamos adelantar la fecha del primer aprovechamiento de los prados con respecto a las fechas tradicionales. Una fecha más temprana favorece a las especies que se reproducen por vía vegetativa (Petit *et al.*, 2004), que son la inmensa mayoría de las presentes en los prados pirenaicos (Tabla 3). En este sentido, una de las ventajas de la conservación por ensilaje es “tener que” adelantar el corte y “poder” independizarse de la meteorología (de las lluvias).

Cargas ganaderas

El pastoreo sigue la regla general de que los mayores valores de biodiversidad se encuentran a niveles intermedios de perturbación (Grime, 1979). Por ello se admite que para el mantenimiento de la biodiversidad lo adecuado es el llamado pastoreo “intenso” (nada que ver con pastoreo intensivo) definido como aquél en que consume un 60 % de la biomasa ofertada y se rehusa por tanto un 40 % (Perevolotsky y Seligman, 1988). De acuerdo con todo lo anterior, tanto el infrapastoreo como el sobrepastoreo dan lugar a pérdidas de biodiversidad (Ferrer y Broca, 1999).

Hemos visto que el aprovechamiento por pastoreo da una media de 1385 kg/ha de MS (Maestro *et al.*, 1990). Suponiendo una superficie media del prado de 6454 m² (ver Anexo 1), un consumo diario de 12,5 kg/MS por UGM y un rehuso del 40% de la superficie, un pastoreo medio representaría en términos de carga anual unas 0,2 UGM/ha. Los valores obtenidos por encuesta son algo superiores, ya que incluyen también los prados con dos épocas de pastoreo, la primavera y la otoñal, y resultan en una media anual de 0,63 UGM/ha (apartado 3.2). Tanto una cantidad como otra representan cargas anuales bajas, como debe de ser en prados cuyo objetivo productivo no es el pastoreo directo sino la siega, ajustadas a planteamientos técnicos y adecuadas para mantener la biodiversidad de los prados.

Riqueza del suelo en Fósforo extraíble

Esta es una medida que se considera muy sencilla para deducir el grado de intensificación de una explotación, entendiéndose que un exceso de fertilización se suele traducir en altos niveles de Fósforo extraíble en el suelo. Utilizaremos como valores de referencia los datos, en forma de P₂O₅ medido por el método Olsen, por Ferrer *et al.* (1990) y Maestro *et al.* (1990): el valor medio es de 41 ppm tanto en suelos de prados regados como no regados. La desviación estándar es mayor en los prados regados (37) que en los no regados, y el valor máximo medido también es mayor en los primeros (140 ppm) que en los segundos

(117 ppm). Ello confirma que en los prados con riego la intensificación también afecta a los fertilizantes, con uso de abonos fosfóricos minerales. Desde un punto de vista absoluto (Amella y Ferrer, 1990), 41 ppm de P_2O_5 en suelo se acepta como un valor “mediano” en el umbral con “alto” y se consideran valores “muy altos” a partir de 70 ppm. Dado que en general estos prados sólo se abonan con estiércol, y en su caso con muy poco abono químico, debemos pensar que estos suelos son, de una forma natural, relativamente ricos en P_2O_5 , contenido en su mayor parte en la materia orgánica del suelo, que es del orden del 10% (valor muy alto) según Ferrer *et al.* (1990) y Maestro *et al.* (1999). En cualquier caso, valores superiores a 70 ppm deberían ser considerados como indicativos de intensificación, y por tanto de pérdida de biodiversidad.

6. VALORES DE REFERENCIA PARA LOS HÁBITAT DE PRADOS DE MONTAÑA DEL PIRINEO ARAGONÉS A ESCALA DE EXPLOTACIÓN O PAISAJE

6.1. Medidas Directas

Proporción de SAU ocupada por prados

Este dato es fácilmente calculable, tanto a escala de explotación como de paisaje mediante técnicas de cartografía asistida por ordenador. Además sería preciso un trabajo de campo (verdad-terreno) para diferenciar claramente, en las superficies agrícolas o mecanizables, los prados de los cultivos forrajeros monofitos (alfalfa por ejemplo) o polifitos (praderas). Según el Nomenclátor de la SEEP (Ferrer *et al.*, 2001b), las praderas (cultivos forrajeros polifitos, sembrados y temporales) siguen siendo tales mientras su composición botánica responda en esencia a la mezcla sembrada; y empezarán a llamarse prados cuando aquéllas se hayan “naturalizado” y la composición botánica responda ya a especies no sembradas y hierbas indígenas, cosa que suele ocurrir a partir de diez años de la siembra.

Para tener valores de referencia será preciso abordar un trabajo específico al respecto, que permita obtener una evaluación relativa a partir de los valores medios y desviación estándar de la proporción de SAU ocupada por prados.

Con el seguimiento de este parámetro, además del abandono, se pueden identificar posibles cambios de uso del suelo. El riesgo de desaparición de estos hábitat en algunos enclaves del Pirineo por la expansión urbanística de los núcleos rurales o por el desarrollo de otras infraestructuras turísticas hasta la fecha ha sido muy alto.

Superficie y desarrollo lineal de setos vegetales

La superficie podrá relacionarse con respecto a la superficie agrícola o mecanizable. Al igual que en el caso anterior, será preciso abordar un trabajo específico al respecto, que permita obtener una evaluación relativa a partir de los valores de referencia de esta proporción, utilizando también técnicas de cartografía asistida por ordenador. En este caso

será muy importante hacer un seguimiento en el tiempo para primar la conservación de estos setos que definen el paisaje “en bocage” o, por el contrario penalizar su destrucción por parte de los ganaderos.

Diversidad de comunidades fitosociológicas

A escala de explotación y de paisaje puede resultar muy conveniente determinar las comunidades fitosociológicas representadas. La fitosociología no sólo refleja las características ecológicas del medio (clima y microclima, altitud, pendiente, exposición, suelo, etc.) sino también la historia y el presente de la gestión o manejo del prado. El nivel de Asociación podría ser en principio el más aceptable a este respecto (Petit *et al.*, 2004). Reiné *et al.* (2009), en un estudio de 104 prados realizado en los Valles de Tena, Broto, Gistaín y Benasque han identificado la representación de cuatro Asociaciones de *Arrhenatherion elatioris*, una de *Trisetum-Polygonum bistortae*, una de *Cynosurion cristati* y dos de *Bromion erecti* (Tabla 6). Salvo la alianza *Cynosurion cristati*, las demás están incluidas en la Directiva Habitat 2000.

6.2. Medidas Indirectas

Proporción de superficies protegidas o primadas por medidas agro-ambientales

De esta información disponen los organismos administrativos correspondientes.

Proporción de la cabaña ganadera que sube a puerto

Este dato, a escala de explotación o de paisaje, indica si el manejo del ganado, además de las acciones sobre los prados de fondo de valle, participa también en la conservación de los puertos o pastos estivales.

Proporción de suelos con fuerte pendiente

Diversos autores (Gómez-García *et al.*, 2002; Reiné *et al.*, 2008) han encontrado una mayor riqueza de especies en prados con mayor pendiente. Posiblemente se trate de una correlación indirecta puesto que en estos prados es esperable una gestión menos intensificada: por ejemplo que no sean segados y sólo se pasten (véase el epígrafe de Sistema de aprovechamiento). La proporción de suelos con fuerte pendiente es fácilmente obtenible mediante técnicas cartográficas asistidas por ordenador.

Diversidad en los sistemas de gestión de las diferentes parcelas

En las explotaciones ganaderas del Pirineo, la superficie agraria suele ser muy heterogénea en cuanto a altitud, pendiente, suelos, lejanía, accesibilidad, etc. Haciendo de la necesidad virtud, resulta muy conveniente para la biodiversidad espacial, realizar diferente gestión de las parcelas de prado (Gibon *et al.*, 2004). Por ejemplo, las parcelas más alejadas, que además coinciden generalmente con las de mayor altitud y pendiente, pueden explotarse únicamente por pastoreo: uno temprano durante mayo-junio, antes de subir a puerto, y otro otoñal, al bajar del mismo. En estas parcelas, más pastoreadas que las otras, tampoco habría que estercolar, evitando el transporte de este material que contiene muy poca materia seca y por tanto mucho agua. A veces, como se ha dicho, se fertilizan con algo de abono mineral. Este tipo de gestión ya se hace tradicionalmente. Se trataría ahora de cuantificar mediante cartografía y encuestas la proporción de SAU manejada con diferentes sistemas (fertilización, tipo de aprovechamiento, etc.).

7. AYUDAS PARA LA CONSERVACIÓN: MEDIDAS AGROAMBIENTALES

Los propietarios de los prados de montaña de los hábitat 6510 y 6520 se pueden acoger a una ayuda específica, gestionada por el Departamento de Agricultura del Gobierno de Aragón, para el mantenimiento de estas comunidades vegetales. En este capítulo en primer lugar se describe dicha medida (BOA, 2009) y a continuación se realiza un análisis crítico de la misma.

7.1. Descripción de la medida agroambiental M 4.3. “Mantenimiento de prados de siega en zonas de montaña”

Beneficiarios:

Titulares de explotaciones dedicadas de forma estable y permanente a la ganadería extensiva de ovino, caprino y bovino, equino y asnal que se acojan durante 5 años a los compromisos establecidos en esta medida y que cumplan las condiciones que, para cada zona definida en el ámbito de aplicación.

Compromisos adicionales de la medida:

- Superficie mínima de actuación: 2 ha dentro del ámbito de aplicación.
- Mantener las especies y superficies acogidas en sistemas productivos de ganadería extensiva.
- Realizar un solo corte al año, a partir del 1 de agosto, con prohibición de cualquier alteración del prado entre el 1 de junio y el 30 de julio.
- Prohibición de pastoreo de las superficies acogidas desde el 1 de junio al 30 de agosto (época de implantación de las especies forrajeras autóctonas) manteniendo un

- pastoreo efectivo de dichas zonas durante el resto del periodo. Se llevará un cuaderno de aprovechamiento de los pastos de las parcelas acogidas a la medida.
- No superar una carga ganadera de 1,4 UGM/ha, ni inferior a 0,2 UGM/ha.

Incompatibilidad con otras medidas agroambientales:

Será incompatible, sobre una misma superficie, con cualquier otra ayuda a medidas agroambientales del Departamento de Agricultura y Alimentación o del Departamento de Medio Ambiente, exceptuadas las medidas M 1.5.—«Protección de arbolado no productivo en la explotación y árboles catalogados en zonas red Natura 2000», M 1.6.—«Conservación y creación de márgenes en la explotación en zonas de red Natura 2000 y M 1.7.—«Compatibilización de la ganadería extensiva en zonas de presencia de osos». Será incompatible, sobre una misma cabeza de ganado, con cualquier otra ayuda a medidas agroambientales del Departamento de Agricultura y Alimentación o del Departamento de Medio Ambiente, exceptuadas las medidas M 1.7.—«Compatibilización de la ganadería extensiva en zonas de presencia de osos» y M 4.2.—«Mantenimiento del pastoreo de prados y pastizales».

Prima Unitaria:

109 Euros/ha.

La citada prima será de aplicación exclusivamente a las parcelas de praderas naturales de montaña (Código 62 variedad 906, o código 63, en ambos casos con cómputo 6) que, ubicadas en el ámbito de aplicación de la medida, sean objeto de compromiso. En las citadas parcelas deberá realizarse inexcusablemente un corte al año, quedando fuera del ámbito aquéllas en las que, por su técnica de cultivo, sean susceptibles de realizar más de un corte por anualidad.

A los efectos de cálculo, la superficie liquidable, sobre la que se aplicará la prima fijada por ha, se entenderá aquélla que corresponda a una superficie que soporte una carga de 1,4 UGM, (por cada ha pagada se requerirá 1,4 UGM en pastoreo solicitada).

Modulación para determinar la cuantía de la ayuda:

Para las explotaciones prioritarias:

A las primeras 25 ha se les aplicará el 100% de la prima unitaria. Al resto de ha se les aplicará el 60% de la prima unitaria.

Para las explotaciones no prioritarias:

A las primeras 15 ha se les aplicará el 100% de la prima unitaria. A las siguientes 15 ha se aplicará el 60% de la prima unitaria. A las siguientes 15 ha se aplicará el 30% de la prima unitaria. Al resto de ha no se les concederá ayuda.

Ámbito de aplicación:

Municipios de las comarcas de la Jacetania, Alto Gállego, Sobrarbe y Ribagorza, según el Decreto Legislativo 2/2006, de 27 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el texto refundido de la «Ley de Delimitación Comarcal de Aragón».

7.2. Análisis de la medida agroambiental M 4.3. “Mantenimiento de prados de siega en zonas de montaña”

Compromisos adicionales de la medida:

De entre los compromisos adicionales de la medida el más controvertido es el de la “realización de un solo corte al año, a partir del 1 de agosto, con prohibición de cualquier alteración del prado entre el 1 de junio y el 30 de julio”. Como hemos visto en el capítulo 3 precisamente a lo largo de estos dos meses es cuando se efectúa el corte de los prados. En mayo no hay suficiente hierba para un corte, y en agosto si no ha habido riego, la hierba ha perdido toda su calidad, se ha “agostado”. Tal y como está redactada esta medida, no invita a que los titulares de los prados se acojan a ella. Y por supuesto, en los casos en que se acojan y la cumplan, los ganaderos renuncian a la cosecha de hierba, y por ende el mantenimiento de los dos hábitat peligran. Las comunidades vegetales de los prados dependen de la siega, si no se cortan la vegetación se transforma.

Ante la dimensión de este problema, nos pusimos en contacto con los responsables de la gestión de las medidas en el Dpto. de Agricultura del Gobierno de Aragón: señores Adolfo Ballestín Cantín, Jefe de Servicio del Régimen de Pago Único y Andrés Ballestín Vicente, Asesor técnico. Tras la conversación, el señor Andrés Ballestín comunicó que lo único que se podía hacer era solicitar a Bruselas un cambio en la redacción y que como sólo aceptan cambios mínimos, la nueva redacción será “realizar un solo corte al año, con prohibición de cualquier alteración del prado a partir del 1 de agosto”.

Pese a esta ligera modificación, a nuestro entender otros aspectos de los compromisos adicionales de la medida deben de ser revisados:

- La medida reduce la superficie media de aplicación a 2 ha. Como se puede observar en la cobertura del GIS que se anexa en este informe, la superficie media de las 147 parcelas muestreadas es de 6476 m²; con una elevada desviación estándar de 6106 m², un máximo por parcela de 52133 m² y un mínimo de 464 m². Podría por lo tanto reducirse un tanto esa superficie media de aplicación, a 0,5 ha por ejemplo. Además varias medidas del Dpto. de Agricultura tienen superficies mínimas de acogida de 0,5 ha.
- No parece oportuno limitar a los ganaderos mediante una medida su producción de hierba a un corte. Ya se ha comentado en el capítulo 3 que el segundo corte requiere riego estival. En montaña son muy pocas las parcelas susceptibles de este riego, por la dificultad de mantener las pequeñas canalizaciones próximas a los ríos en los fondos de valle y no digamos en ladera. Hoy en día sólo los agricultores más capacitados y

emprendedores lo realizan. Esta predisposición no debería de estar penalizada. Además el riego de las parcelas incrementa su diversidad vegetal y la de los márgenes por donde circula el agua (Montserrat, 1987).

- La medida prohíbe el pastoreo de las superficies acogidas entre el 1 de junio y el 30 de agosto, por ser la “época de implantación de las especies forrajeras autóctonas”. Parece ser que esta es la causa que también se alegaba para prohibir la siega entre estas fechas cómo ya se ha comentado. Debemos recordar tal y como se ha visto en la Tabla 3 que el 73% de las especies de estas comunidades son hemicriptófitos, que se mantienen en los prados por su expansión vegetativa. Las plántulas procedentes de las semillas tienen escasas posibilidad de competir con éxito con estas plantas adultas a no ser que se produzcan alteraciones en el tapiz vegetal que dejen una considerable superficie de suelo desnudo (Reiné, 2002), cosa que no ocurre en el manejo ganadero habitual. En todo caso, el pastoreo de los prados siempre se ha considerado como un vector de diversidad de la comunidad vegetal (Malo y Suarez, 1996).

Los dos compromisos restantes no comentados de mantenimiento de especies y superficies en sistemas productivos de ganadería extensiva y el de mantener cargas ganaderas anuales máximas de 1,4 UGM/ha y mínimas de 0,2 UGM /ha, nos parecen correctos. De hecho ya hemos comentado en el apartado 3.2 que de nuestras estimaciones se desprende una carga media anual de 0,63 UGM/ha.

Compatibilidad con otras medidas agroambientales:

Los agricultores que gestionan prados de los hábitat 6510 y 6210, por el tipo de cultivo y ubicación de las parcelas, se pueden acoger a las siguientes ayudas agroambientales (BOA, 2009):

A) Gestionadas por el Dpto. de Medio Ambiente:

M.1.5. Protección de arbolado no productivo en la explotación en zonas de Red Natura 2000.
Prima Unitaria: 22 euros/ha. Sin incompatibilidades con otras medidas.

M.1.6. Conservación y creación de márgenes en la explotación en zonas de Red Natura 2000.
Prima Unitaria: 428,57 euros/ha de margen interno de parcela (anchura media de 2 m.).
Incompatible con la M.1.8. Generación de corredores biológicos entre la Red Natura 2000.

M.1.7. Compatibilización de la ganadería extensiva en zonas de presencia de osos. Esta medida desglosada en las siguientes cuatro, es incompatible en todos los casos con la M.1.10. Pastoreo de equino extensivo de aptitud cárnica y asnal en la Red Natura 2000.

- *M.1.7.1. Compatibilización de la ganadería de vacuno y equino en municipios de alta presencia de osos.* Prima unitaria de 20 euros/ha. Explotaciones de Ansó y del Valle de Hecho.

- M.1.7.2. Compatibilización de la ganadería de ovino y caprino en municipios de alta presencia de osos.* Prima unitaria de 24 euros/ha. Explotaciones de Ansó y del Valle de Hecho.
- M.1.7.3. Compatibilización de la ganadería de vacuno y equino en zonas de baja presencia de osos.* Prima unitaria de 18 euros/ha. Explotaciones con nave ganadera legalizada con código INE de Fago, Aragüés del Puerto, Jasa, Aísa, Embún, Borau, Benasque, Montanuy, Bisaurri, Laspaules, Urdués, Plan, San Juan de Plan, Gistaín, Sahún, Bono, Bonansa, Castejón de Sos, Chía, Seira, Villanova, Sesué, Bielsa, Puértolas, Fanlo, Tella-Sin y Torla, así como explotaciones con código de Sallent de Gállego y Jaca que utilicen pastos en la ZEPA de los Valles o LIC del Río Aguas Limpias y que demuestren haber utilizado estas superficies durante el 2006. Esta LIC se corresponde, en parte, con los polígonos 10, 11, 12, 13 y 14 de Sallent de Gállego y polígono 63 de Jaca.
- M.1.7.4. Compatibilización de la ganadería de ovino y caprino en zonas de baja presencia de osos.* Prima unitaria de 21,60 euros/ha. Explotaciones con nave ganadera legalizada con código INE de Fago, Aragüés del Puerto, Jasa, Aísa, Embún, Borau, Benasque, Montanuy, Bisaurri, Laspaules, Urdués, Plan, San Juan de Plan, Gistaín, Sahún, Bono, Bonansa, Castejón de Sos, Chía, Seira, Villanova, Sesué, Bielsa, Puértolas, Fanlo, Tella-Sin y Torla, así como explotaciones con código de Sallent de Gállego y Jaca que utilicen pastos en la ZEPA de los Valles o LIC del Río Aguas Limpias y que demuestren haber utilizado estas superficies durante el 2006. Esta LIC se corresponde, en parte, con los polígonos 10, 11, 12, 13 y 14 de Sallent de Gállego y polígono 63 de Jaca

B) Gestionadas por el Dpto. de Agricultura:

M.4.2. Mantenimiento del pastoreo en prados y pastizales (incompatible sobre una misma superficie con la medida M.4.3. exclusiva para prados de siega de montaña, pero compatible con esta medida sobre una misma cabeza de ganado de la explotación). Prima unitaria: 36 euros. Para cada ha pagada requiere una carga de 1 UGM anual/ha. Si justifica más de 100 días de pastoreo en zonas de puerto la prima es de 43 euros la ha. Ámbito de aplicación, zonas Lic o Zepas o explotaciones ganaderas extensivas de determinadas razas.

M 4.5. Mantenimiento de la apicultura para mejora de la polinización en zonas de biodiversidad frágil. Prima unitaria de 11 euros/ha. Ámbito de aplicación zonas LIC o ZEPA, o fuera de ellas las superficies codificadas como PS, PR y PA en el SIGPAC. Esta medida no tiene ninguna incompatibilidad, aunque en la redacción de la medida *M.4.3. Mantenimiento de prados de siega en zonas de montaña*, no figura entre las compatibles.

Incompatibilidad con otras medidas agroambientales

Las siguientes medidas figuran como incompatibles con la 4.3. en la Orden de 20 de enero de 2009 (BOA, 2009), sin embargo están muy relacionadas con la gestión de los habitats 6510 y 6520 y debería estudiarse la compatibilidad.

A) Gestionadas por el Dpto. de Medio Ambiente:

M.1.3.3. Generación de paisaje en mosaico. Motivo de Incompatibilidad: Medida exclusiva para cultivos de cereal, girasol, leguminosas anuales, alfalfa y esparceta.

M.1.8.1. Generación de corredores biológicos entre la Red Natura 2000. Motivo de Incompatibilidad: Medida exclusiva para cultivos herbáceos, barbechos o superficies retiradas, con el compromiso de establecer en ellos un cultivo de alfalfa en los terrenos acogidos a la medida, en el que se prohíbe el pastoreo durante abril, mayo y junio.

M.1.8.2. Generación de corredores biológicos en zonas de mayor presencia de fauna. Motivo de Incompatibilidad: Medida exclusiva para cultivos herbáceos, barbechos o superficies retiradas, con el compromiso de establecer en ellos un cultivo de alfalfa en los terrenos acogidos a la medida. Ámbito de aplicación: Laguna Gallocanta y Saladas de Chiprana; parcelas de regadío situadas en los municipios de Calamocha, Caminreal, Fuentes-Claras, Monreal del Campo, Singra, Torrijo del Campo y Villafranca del Campo; parcelas de regadío situadas en la Reserva Natural del Espacio Natural Protegido de Los Galachos de La Alfranca, Pastriz y El Burgo de Ebro; parcelas de las Reservas de Caza de Montes Universales y de las Masías de Ejulve; parcelas de secano de los siguientes municipios de la provincia de Huesca tocantes con LIC y ZEPAS de Monegros: Ballobar, Candasnos, Fraga, Peñalba, Sena y Villanueva de Sigena.

M.1.9.1. Compatibilización de la agricultura con la alta presencia de mamíferos silvestres. Motivo de Incompatibilidad: Medida exclusiva para parcelas de secano y regadío cultivadas con cereales de invierno, maíz y/o leguminosas.

M.1.9.2. Compatibilización de la agricultura con la media presencia de mamíferos silvestres. Motivo de Incompatibilidad: Medida exclusiva para parcelas de secano y regadío cultivadas con cereales de invierno, maíz y/o leguminosas.

M.1.10. Pastoreo de equino extensivo de aptitud cárnica y asnal en Red Natura 2000. Motivo de incompatibilidad: No hay un motivo claro de incompatibilidad con la Medida M.4.3. que nos ocupa. Tanto los compromisos de la medida como su ámbito de aplicación deberían permitir la compatibilidad, al igual que ocurre con la medida M.1.7.

B) Gestionadas por el Dpto. de Agricultura:

M.3.1. Agricultura ecológica en herbáceos de secano. Motivo de incompatibilidad: no se contemplan los prados entre los distintos cultivos herbáceos de secano susceptibles de acogerse a la medida.

M.3.2. Agricultura ecológica en herbáceos de regadío. Motivo de incompatibilidad: no se contemplan los prados entre los distintos cultivos herbáceos de regadío susceptibles de acogerse a la medida.

M.4.4. Mantenimiento de razas autóctonas españolas de protección especial o en peligro de extinción. motivo de incompatibilidad: Esta medida, sobre una misma cabeza de ganado, es incompatible con cualquier otra ayuda agroambiental, exceptuada la medida M 1.7. Compatibilización de la ganadería extensiva en zonas de presencia de osos.

M.4.6. Ganadería ecológica. Motivo de incompatibilidad: no hay un motivo claro de incompatibilidad con la Medida M.4.3. que nos ocupa. Tanto los compromisos de la medida como su ámbito de aplicación deberían permitir la compatibilidad. Para Vacuno, ovino, equino y caprino, solo se requiere tener en la explotación 1 ha/UGM de superficie en agricultura ecológica dedicada a pastos ó superficie forrajera para la alimentación del ganado. De esta superficie, al menos el 10% será superficie forrajera, y por tanto con uso SIGPAC «arable».

Ámbito de aplicación

El ámbito de aplicación de esta medida se limita a las parcelas de praderas naturales de montaña ubicadas en las comarcas de la Jacetania, Alto Gállego, Sobrarbe y Ribagorza.

Las parcelas deben de estar declaradas en la PAC con los códigos 62 variedad 906 o código 63. La relación de códigos para completar las ayudas de la PAC figura en la Tabla 8.

Tabla 8: Valores Códigos para cultivos herbáceos en la PAC
(Dirección General de Producción Agraria, 2010)

CÓDIGO	VARIEDAD	DESCRIPCIÓN
62	PASTOS PERMANENTES (DE 5 O MÁS AÑOS)	
	902	pasto con arbolado
	903	pasto arbustivo
	904	erial a pasto y pastizal
	906	prado natural
	909	pasto de puerto
63	OTRAS SUPERFICIES FORRAJERAS	

Como se puede apreciar, el cultivo que nos ocupa de acuerdo con esta codificación se debería limitar al código 62 variedad 906, excluyendo el código 63.

Si esta codificación se mantuviera después en la aplicación SIGPAC, serviría de gran ayuda para mantener identificados espacialmente los prados de siega de montaña, que en la mayoría de los casos cuesta diferenciar en la fotointerpretación bien con parcelas de alfalfa u otros monocultivos forrajeros, bien con praderas (de siembra) o bien con otros pastos.

Lamentablemente la codificación de las parcelas SIGPAC es la que reproducimos en la Tabla 9. En dicho GIS, las parcelas de prados de montaña pueden venir clasificadas en ocasiones como pastizales (PS), o como pastos arbustivos (PR) o con arbolado (PA) o bien

como tierras arables (TA), términos que en realidad definen comunidades vegetales muy diferentes, tal y como se describe en el Nomenclátor de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (Ferrer *et al.*, 2001b).

Tabla 9: Códigos y usos diferenciados en el SIG-PAC Aragón (Dirección General de Producción Agraria, 2010)

CODIGO	USO	ARABLE	APROVECHAMIENTO POR PASTOREO
VF	Asociación Frutal – Viñedo	NO	NO
FL	Asociación frutal de cáscara – Olivar	NO	NO
FV	Asociación frutal de cáscara – Viñedo	NO	NO
OF	Asociación Olivar – Frutal	NO	NO
VO	Asociación Olivar – Viñedo	NO	NO
CI	Cítricos	NO	NO
AG	Corrientes y Superficies de Agua	NO	NO
ED	Edificaciones	NO	NO
FO	Forestal	NO	NO
FY	Frutal	NO	NO
FS	Frutal de cáscara	NO	NO
TH	Huerta	SI	SI
IM	Improductivos	NO	NO
IV	Invernaderos y Cultivos bajo Plástico	SI	SI
IS	Islas	NO	NO
OV	Olivar	NO	NO
PS	Pastizal	NO	SI
PR	Pasto Arbustivo	NO	SI
PA	Pasto con Arbolado	NO	SI
TA	Tierra Arable	SI	SI
CA	Viales	NO	NO
VI	Viñedo	NO	NO
ZV	Zona Censurada	NO	NO
ZC	Zona Concentrada no reflejada en la Ortofoto	(*)	(*)
ZU	Zona Urbana	(**) NO	(**)

Para finalizar este epígrafe del ámbito de aplicación, se debe de resaltar que esta ayuda agroambiental se limita a las comarcas pirenaicas, excluyendo comarcas de montaña de la provincia de Teruel donde también está presente el hábitat 6510 tal y como se describe en Reiné *et al.* (2009).

8. CONCLUSIONES

En el presente informe aportamos abundante información sobre las características productivas, ecológicas, florísticas y de gestión de los hábitat 6510 y 6520 de los prados de montaña en el Pirineo aragonés.

La principal recomendación para la conservación de ambos hábitat es el mantenimiento de las prácticas agrarias de manejo tradicional a las que están sometidos. Las mayores amenazas que presentan son por lo tanto los cambios de uso del suelo ligados a la expansión urbanística y a la construcción de infraestructuras turísticas en los fondos de valle pirenaicos, y el abandono de la gestión agrícola.

Los indicadores directos de mantenimiento de su biodiversidad a nivel de parcela son a nuestro modo de ver la riqueza específica en los 100 m² centrales de la parcela, los porcentajes de cobertura de los grupos de especies de gramíneas, leguminosas y “otras” especies y la presencia de taxones indicadores de biodiversidad y de abandono. De todos estos parámetros aportamos valores de referencia.

Los indicadores indirectos a nivel de parcela son las prácticas de manejo tradicional siguientes: fertilización orgánica con estiércol evitando el abonado inorgánico, esto además permite acogerse a sistemas de producción agraria ecológicos; explotación mixta de la hierba con un máximo de dos cortes anuales y dos pastoreos, según los valores de referencia aportados.

A nivel de explotación o paisaje proponemos una serie de medidas directas como la proporción de superficie agraria útil ocupada por los prados y la identificación del paisaje en “bocage” característico. Entre las medidas indirectas sugerimos el porcentaje de superficie primada por medidas agroambientales, el porcentaje de ganado que sube a puerto y la proporción de parcelas con pendiente en la pradería.

Respecto a la medida agroambiental específica para el mantenimiento de los prados de siega en zonas de montañas, gestionada por el Dpto. de Agricultura y Alimentación del Gobierno de Aragón, tras un análisis pormenorizado se concluye que debe de ser profundamente revisada y mejorada.

9. BIBLIOGRAFÍA

Amella, A., Ferrer, C., 1990. *Explotación de pastos guipuzcoanos*. Ed. Anelca. 292 p.

Alcántara, M. (Coord.), 2007. *Catálogo de especies amenazadas en Aragón: flora*. Departamento de Medio Ambiente (Gobierno de Aragón), 399 p.

Barrantes, O.; Reiné, R.; Broca, A.; Ferrer, C., 2008. Relaciones diversidad florística-producción-manejo en prados de siega pirenaicos. In Fernández-Rebollo *et al.* (Edit.): *Pastos, clave en la gestión de los territorios: integrando disciplinas* (603 p.). Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 355-360.

Bernués, P. 1996. Efecto de la fertilización con purín y estiércol líquido de vacuno sobre la producción y la calidad en los prados naturales del Pirineo aragonés. Proyecto Final de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Lleida.

BOA, 2009. Nº 17 del 27/01/2009. Orden de 20 de enero de 2009, de los Consejeros de Agricultura y Alimentación y de Medio Ambiente, por la que se aprueban las bases reguladoras de las ayudas en materia de medidas agroambientales en el marco del Programa de Desarrollo Rural para Aragón, 2007-2013.

Buckley, G.P., 1989. *Biological Habitat Reconstruction*. Belhaven Press. London. FAO. CIHEAM Conference.

Chocarro, C.; Fanlo, R.; Fillat, F., 1988. Evolución primaveral de los prados pirenaicos: parámetros significativos. *Actas de la XXVII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (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 Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP)*, Pamplona, 122-127.

Chocarro, C., Reiné, R. 2008. El cultivo de los prados del pirineo. *Pastos del Pirineo*. Fillat, F.; Garcia-Gonzalez, R.; Gómez, D.; Reiné, R. (Eds.), pp141-158.

Chocarro, C., Reiné, R., Ascaso, J., Yera, J. & Ferrer, C., 2009a. 6520 Prados de siega de montaña (*Trisetum-Polygonum bistortae*). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. 48 pp.

Chocarro, C., Reiné, R., Juárez, A., Barrantes, O., Broca, A., Ferrer, C., 2009b. Clasificación florística de los prados de siega del Pirineo de Huesca. En: *La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas*. Ed. Reiné, R.; Barrantes, O.; Broca, A.; Ferrer, C. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Pp. 109-115.

De Angelis, A., 2002. Towards a sustainable agriculture and rural development agri-environmental indicators as elements of an information system for policy evaluation. Agriculture Directorate-General, European Commission, Topics, Ariadne 2002 International Conference, November 13-15 2002, Chania, Crete, Greece, 22 p., <http://www.ariadne2002.gr/paper/5-6-com-en.doc>.

Delbaere, B., 2002. *Environmental Risk Assessment for European Agriculture (ENRISK)*. European Centre for Nature Conservation, The Netherlands, Topics, Ariadne 2002 International Conference, November 13-15 2002, Chania, Crete, Greece, 9 p., <http://www.ariadne2002.gr/paper/5-6-com-en.doc>.

Dirección General de Producción Agraria, 2010. *Solicitud Conjunta de Ayudas PAC-2010. Servicio de Ayudas a la Producción*. Dpto. de Agricultura y Alimentación. Gobierno de Aragón.

Ferrer, C.; Amella, A.; Maestro, M.; Broca, A.; Ascaso, J., 1990. Praderas naturales de regadío de los fondos de valle del Pirineo Central (Huesca): suelo, manejo, flora, producción y calidad. *Actas de la XXX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP)*, San Sebastián, 168-175.

Ferrer, C.; Broca, A., 1999. El binomio agricultura-ganadería en los ecosistemas mediterráneos. Pastoreo frente a “desierto verde” (Ponencia). *Actas de la XXXIX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP)*, Almería, 309-334.

Ferrer, C.; Barrantes, O.; Broca, A., 2001a. La noción de biodiversidad en los ecosistemas pascícolas españoles. *Pastos*, XXXI (2), 129-184.

Ferrer, C.; San Miguel, A.; Olea, L., 2001b. Nomenclátor básico de pastos en España. *Pastos*, XXXI (1), 7-44.

Ferrer, C.; Maestro, M.; Broca, A., 2002. Exportación de N, P₂O₅ y K₂O y restitución con purín de vacuno en prados y praderas. In Chocarro, C.; Santiveri, F.; Fanlo, R.; Bovet, I.; Lloveras, J. (Edit.): *Producción de pastos, forrajes y céspedes* (665 p.). Edicions de la Universitat de Lleida. 265-270.

Ferrer, C.; Barrantes, O.; Broca, A.; Maestro, M., 2008. El Proyecto "Tipificación, cartografía y evaluación de pastos españoles". Algunos resultados obtenidos sobre los pastos de los Altos Valles del Pirineo aragonés. In Fillat, F.; García-González, R.; Gómez, D.; Reiné, R. (Edit.): *Pastos del Pirineo* (319 p.). CSIC y Diputación de Huesca. 255-272.

Fillat, F. 2003. Gestión semiextensiva de los prados y pastos europeos ricos en especies. Caso particular de los pireneos españoles. *Pastos*. XXXIII (2), 171-215.

Fillat, F.; García-González, R.; Gómez, D.; Reiné, R. (Eds.), 2008. *Pastos del Pirineo*. CSIC-DPH, 319 pp. Madrid.

Gibon, A.; Balent, G.; Alard, D.; Muntané, J.; Ladet, S.; Mottet, A.; Julien, M.P., 2004. L'usage de l'espace par les exploitations d'élevage de montagne et la gestion de la biodiversité. *Fourrages*, 178: 245-263.

Gómez-García, D.; Remón, J.L.; García-González, R., 2002. Clave simplificada para la determinación de los prados y pastos pirenaicos. In Chocarro, C.; Santiveri, F.; Fanlo, R.; Bovet, I.; Lloveras, J. (Edit.): *Producción de pastos, forrajes y céspedes* (665 p.). Edicions de la Universitat de Lleida. 91-97.

Grime, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons. Chichester (England)

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 Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP)*, Pamplona, 224-228.

Jones, A.T.; Hayes, M.J., 1999. Increasing floristic diversity in grassland: the effects of management regime and provenance on species introduction. *Biological Conservation*, 87: 381-390.

Le Gall, A.; Beguin, E.; Dollé, J.B.; Manneville, V.; Pflimlin, A., 2009. Nouveaux compromis techniques pour concilier efficacité économique et environnementale en élevage herbivore. *Fourrages*, 198: 131-151.

Maestro, M.; Ferrer, C.; Amella, A.; Broca, A.; Ascaso, J., 1990. Praderas naturales de secano de los fondos de valle del Pirineo Central (Huesca): suelo, manejo, flora, producción y calidad.

Actas de la XXX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP), San Sebastián, 176-183.

MAFF, 2002. *Towards sustainable agriculture (a pilot set of indicators)*. MAFF Publication., London. www.defra.gov.uk/farm/sustain/pilotind.pdf.

Malo, J.; Suarez, F. 1996. Las boñigas de vaca, el encespado de *Poa bulbosa* y la diversidad en un pastizal de dehesa. *Pastos XXVI* (1): 61-75

Marcén, L. 2010. La gestión de los prados del sector occidental del pirineo aragonés y su influencia en el rendimiento y la biodiversidad vegetal. Proyecto Final de Carrera. Escuela Politécnica Superior. Huesca. 202 pp.

Montserrat, P. 1987. Prados y prateria. In: R.C. Ramos (ed), *Diccionario de la Naturaleza: hombre, ecología y paisaje*, pp: 748-754. Espasa Calpe. Madrid.

NRC, 2000. *Ecological indicators for the nation*. National Academy Press, Washington, 198 p. <http://www.nap.edu/catalog/9720.html>.

OECD, 2001. *Environmental indicators for agriculture*. Vol. 3: Methods and results. OECD, Paris, 439 p.

Peeters, A.; Maljean, J.F.; Biala, K.; Brockaert, V., 2004. Les indicateurs de biodiversité pour les prairies: un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes d'élevage. *Fourrages*, 178: 217-232.

Perevolotsky, A.; Seligman, G., 1988. Role of grazing in mediterranean rangeland ecosystems. *Bioscience*, 48 (12): 1007-1017.

Petit, S.; Vansteelant, J.Y.; Plaige, V.; Fleury, P., 2004. Les typologies de prairies: d'un outil agronomique à un objet de médiation entre agriculture et environnement. *Fourrages*: 179, 369-382.

Piveteau, V., 1998. *Agriculture et environnement: les indicateurs*. IFEN, Edition 1997/1998, Diffusion Lavoisier, Tec et Doc., 72 p., http://www.ifen.fr/pages/indic_agri.htm.

Reiné, R., 2002. *Composición del banco de semillas del suelo en prados pirenaicos y alpinos*. Consejo de protección de la naturaleza de Aragón. Zaragoza.

Reiné, R.; Fillat, F., 1993. Composición de un banco de semillas de un prado pirenaico. *Actas de la XXXIII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP)*, Ciudad Real, 99-106.

Reiné, R.; Barrantes, O.; Broca, A.; Ferrer, C., 2008. Influencia de los factores ambientales en la diversidad florística y en la producción de prados de siega pirenaicos. In Fernández-Rebollo et al. (Edit.): *Pastos, clave en la gestión de los territorios: integrando disciplinas* (603 p.). Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 361-367.

Reiné, R., Ascaso, J., Ferrer, C. Yera, J. & Chocarro, C., 2009a. 6510 Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. 60 pp.

Reiné, R., Chocarro, C., Juárez, A., Barrantes, O., Broca, A., Ferrer, C., 2009b. Características de la producción herbácea en los prados de siega del Pirineo de Huesca. En: *La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas*. Ed. Reiné, R.; Barrantes, O.; Broca, A.; Ferrer, C. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Pp. 101-107.

Reiné, R.; Chocarro, C.; Juárez, A.; Barrantes, O.; Maestro, M.; Broca, A.; Ferrer, C., 2010. Riqueza específica de prados pirenaicos y su incidencia en el valor nutritivo. *Actas de la 4ª Reunión Ibérica de Pastos y Forrajes*, Zamora (España)-Miranda do Douro (Potugal). Comunicación aceptada.

San Miguel, A. 2001. *Prados naturales españoles*. Fundación Conde del Valle de Salazar. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.

Wascher, D.W., ed. 2000. *Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe*. European Centre for Nature Conservation. Tilburg. 240 p.

Yera, J., Ascaso, J., Chocarro, C., Ferrer, C. & Reiné, R., 2009. 6210 Pastos vivaces mesofíticos y mesoxerofíticos sobre sustratos calcáreos de *Festuco-Brometea*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. 74 pp.

ANEXO 1: Cobertura arcmap de las parcelas muestreadas en las campañas de 2008 y 2009.

En la cobertura que se adjunta en este informe, "PRADOS.SHP", se incorporan digitalizadas 147 parcelas, correspondientes a los muestreos de las campañas de 2008 y 2009. Las del primer año son las 104 descritas, y las de 2009 son datos todavía inéditos. El número total de inventarios realizados sobre estas 147 parcelas fueron 160, cuya localización conforma la capa puntual "EXPORT_COORD_INV_EVENTS.LYR".

Como se observará con la ayuda del GIS, la superficie media resultante por parcela fue de 6457 m², y la superficie total muestreada 94,91 ha.