



Universidad de Oviedo

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA DE ORGANISMOS Y SISTEMAS
PROGRAMA DE DOCTORADO EN BIOGEOCIENCIAS

Evaluación edáfica y florística de prados de siega mesófilos en espacios de la Red Natura 2000

TESIS DOCTORAL
JUDIT ÁLVAREZ GARCÍA

Oviedo 2023

Judit Alvarez García

Evaluación edáfica y florística de prados de siega mesófilos en espacios de la Red Natura 2000



Universidad de Oviedo

DEPARTAMENTO DE
BIOLOGÍA DE ORGANISMOS Y SISTEMAS
PROGRAMA DE DOCTORADO: BIOGEOCIENCIAS

*Evaluación edáfica y florística de prados de siega
mesófilos en espacios de la Red Natura 2000*

*Edaphic and floristic evaluation of mesophyllous
meadows in areas of the Natura 2000 Network*

TESIS DOCTORAL

Autora: Judit Álvarez García

Director: Dr. Elías Afif Khouri

Codirector: Dr. Tomás Emilio Díaz González

Oviedo 2023



RESUMEN DEL CONTENIDO DE TESIS DOCTORAL

1.- Título de la Tesis	
Español/Otro Idioma: EVALUACIÓN EDÁFICA Y FLORÍSTICA DE PRADOS DE SIEGA MESÓFILOS EN ESPACIOS DE LA RED NATURA 2000.	Inglés: EDAPHIC AND FLORISTIC EVALUATION OF MESOPHYLLOUS MEADOWS IN AREAS OF THE NATURA 2000 NETWORK.

2.- Autor	
Nombre: JUDIT ÁLVAREZ GARCÍA	DNI/Pasaporte/ NIE:
Programa de Doctorado: BIOGEOCIENCIAS	
Órgano responsable: CENTRO INTERNACIONAL DE POSTGRADO	

RESUMEN (en español)

La Península Ibérica es uno de los pocos lugares en Europa donde aún se mantiene el manejo tradicional de los prados de siega. Por esta razón, es uno de los mejores lugares para estudiar el estado de conservación actual de estos ecosistemas protegidos por la Directiva Hábitats, cuyo declive se ha producido principalmente a consecuencia de cambios en ese manejo tradicional.

La importancia de estos ecosistemas en cuanto a biodiversidad, así como en los ciclos de nutrientes y otros servicios ecosistémicos, y su potencial como sumideros de carbono en el actual contexto de cambio climático han hecho que, en las últimas décadas, la conservación de estos prados y praderas se haya convertido en un objetivo de las estrategias ambientales europeas.

Con el objetivo de conocer el estado de conservación de los prados de siega en el sudoeste europeo, se evaluaron las características de prados de España, Francia y Portugal, dentro del contexto del proyecto europeo SOS PRADERAS. A partir de material recolectado en los prados, se estudiaron diferentes parámetros edáficos y características hídricas para conocer el estado del suelo y se relacionaron con las diferentes prácticas de manejo utilizadas en los prados. Estos parámetros se relacionaron también con los índices de biodiversidad de los prados y se realizó un estudio de la vegetación dominante. Además, en los prados de los Picos de Europa se realizó un estudio nutricional de la biomasa vegetal.

Los análisis realizados indican que los suelos de los Picos de Europa presentan una mayor fertilidad (indicador de la calidad del suelo) que las otras zonas estudiadas, aunque como contrapartida indican un exceso de sodio y un desequilibrio importante en los niveles de fósforo y potasio, que se vio reflejado también en los análisis de la biomasa vegetal. Los suelos de los prados de Portugal se mostraron como los más susceptibles a presentar toxicidad por acidez intercambiable, lo que puede implicar la posibilidad de daños a la vegetación.

Las zonas de los Picos de Europa y el Pirineo Aragonés presentan los prados de siega mejor conservados, ya que contienen la mayor cantidad de prados de comunidades pertenecientes a los Hábitats 6510 (alianza *Arrhenatherion*, asociación *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi* en los Picos de Europa y asociaciones *Rhinantho mediterranei-*



Trisetum flavescens y *Ophioglossum-Arrhenatheretum elatioris* en el Pirineo) y 6520 (alianza *Trisetum-Polygonum*, asociación *Trisetum flavescens-Heracleetum pyrenaici* en el Pirineo). En el caso del Pirineo Francés, a pesar de presentar índices de biodiversidad elevados, la vegetación presente en la mayoría de los prados estudiados apunta a la degradación de las comunidades. Los prados de Portugal presentaron una composición vegetal alejada del resto de prados de siega, aunque esto es algo esperable dadas las diferentes condiciones geográficas y climáticas con respecto a las otras zonas.

RESUMEN (en Inglés)

The Iberian Peninsula is one of the few places in Europe where the traditional management of hay meadows still remains. This is the reason why it is one of the best places to study the conservation status of these ecosystems protected by the Habitats Directive, whose deterioration has been produced mainly due to changes in that traditional management.

The importance of these ecosystems in terms of biodiversity, as well as in nutrient cycling and other ecosystem services, and their potential as carbon sinks in the current context of climate change, have made the conservation of meadows and grasslands a main objective of the European environmental strategies.

Being the main objective to know the actual conservation status of hay meadows in Southwest Europe, the characteristics of meadows in Spain, France and Portugal were assessed within the context of the European Project SOS PRADERAS. Different edaphic and hydric parameters were analysed from collected samples to know the state of the soil. These parameters were then related to the different management techniques used on the meadows. These parameters were also related to the biodiversity indexes of the meadows and a study of the dominant vegetation was carried out. Finally, plant biomass from the meadows in Picos de Europa was analysed to check its nutritional status.

The results point out that the soils of meadows in Picos de Europa present a greater fertility (which is an indicator of soil quality) than the other areas of study, although they also present excessive sodium and an important unbalance between phosphorus and potassium levels, which was also reflected in the plant biomass analyses. The soils of meadows in Portugal were shown as the most prone to present toxicity due to exchangeable acidity, which may imply the possibility of vegetation damage.

The zones of Picos de Europa and Aragón Pyrenees present the hay meadows with a best conservation status, as most of their meadows are classified as 6510 Habitat (alliance *Arrhenatherion*, association *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi* in Picos de Europa and associations *Rhinantho mediterranei-Trisetum flavescens* and *Ophioglossum-Arrhenatheretum elatioris* in the Pyrenees) and 6520 Habitat (alliance *Trisetum-Polygonum*, association *Trisetum flavescens-Heracleetum pyrenaici* in the Pyrenees). Concerning the French Pyrenees, despite having high biodiversity values, the vegetation in the majority of the studied meadows points to the deterioration of the communities. In Portugal, the meadows showed a species composition quite different from the rest of the studied meadows. However, this result was somehow expected, given the different geographical and climatic conditions compared to the other zones.

SR. PRESIDENTE DE LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA DE DOCTORADO EN __BIOGEOCIENCIAS__

ÍNDICE

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	10
2. INTRODUCCIÓN.....	13
2.1. ORIGEN DE LAS PRADERAS EUROPEAS	13
2.2. LOS PRADOS DE SIEGA	17
2.2.1. HÁBITAT 6510	21
2.2.2. HÁBITAT 6520	24
2.2.3. MANEJO TRADICIONAL DE LOS PRADOS DE SIEGA (<i>abonado, pastoreo, siega</i>).....	25
2.2.3.1. PASTOREO	25
2.2.3.2. SIEGA	26
2.2.3.3. ABONADO	28
2.2.4. DECLIVE DE LOS PRADOS DE SIEGA. INFLUENCIA DEL MANEJO.....	28
2.2.4.1. INTENSIFICACIÓN.....	29
2.2.4.2. ABANDONO DE LAS PRÁCTICAS TRADICIONALES.....	34
2.3. EL CASO ESPECIAL DE LOS PRADOS DE SIEGA DE PORTUGAL (<i>LAMEIROS</i>)	37
2.4. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	39
2.4.1. MANTENIMIENTO DE LA ESTRUCTURA DEL SUELO.	39
2.4.2. CONTROL DE LOS RECURSOS DE AGUA.....	41
2.4.3. USO EFICIENTE DE LOS NUTRIENTES.....	42
2.4.4. ATENUACIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.	44
2.4.5. REFUGIO DE ORGANISMOS DEL SUELO E INSECTOS.	45
2.4.6. POLINIZADORES.	46
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	48
3.1. LOCALIZACIÓN	48
3.1.1. PICOS DE EUROPA	48
3.1.2. PIRINEOS	51
3.1.2.1. PIRINEO ARAGONÉS.....	51
3.1.2.2. PIRINEO FRANCÉS	54
3.1.3. PORTUGAL	55
3.1.3.1. <i>Sierra de Nogueira/Montesinho</i>	57
3.1.3.2. <i>Sierra de Alvão/Marão</i>	59
3.2. ENTREVISTAS A LOS GANADEROS.....	60
3.2.1. PICOS DE EUROPA.....	60
3.2.2. PIRINEO ARAGONÉS.....	60
3.2.3. PIRINEO FRANCÉS	61
3.2.4. PORTUGAL	61
3.3. ANÁLISIS EDÁFICO	61
3.3.1. DETERMINACIÓN DE pH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	62
3.3.2. MATERIA ORGÁNICA Y CARBONO ORGÁNICO.....	62
3.3.3. NITRÓGENO TOTAL.....	63

3.3.4. FÓSFORO ASIMILABLE.....	63
3.3.5. CATIONES INTERCAMBIABLES Y CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO EFECTIVA (CICE).....	64
3.3.6. CARBONATO CÁLCICO Y CALIZA ACTIVA	65
3.3.7. BORO DISPONIBLE.....	66
3.3.8. TEXTURA	66
3.3.9. DENSIDAD APARENTE	67
3.3.10. CAPACIDAD DE CAMPO.....	68
3.3.11. PUNTO DE MARCHITEZ PERMANENTE.....	68
3.3.12. CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA DISPONIBLE	69
3.3.13. SATURACIÓN.....	69
3.3.14. TASA DE DRENAJE	69
3.4. MATERIA SECA Y ANÁLISIS NUTRICIONAL.....	70
3.5. INVENTARIOS FLORÍSTICOS Y BIODIVERSIDAD	71
3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	71
3.7. SERIES DE VEGETACIÓN	74
3.8. GIS	74
4. RESULTADOS	76
4.1. ANÁLISIS DE LABORATORIO	76
4.1.1. ANÁLISIS EDÁFICO.....	76
4.1.1.1. PICOS DE EUROPA	76
4.1.1.2. PIRINEO ARAGONÉS	81
4.1.1.3. PIRINEO FRANCÉS	86
4.1.1.4. PORTUGAL.....	91
4.1.2. MATERIA SECA Y ANÁLISIS NUTRICIONAL	97
4.2. MANEJO DE LOS PRADOS.....	101
4.2.1. PICOS DE EUROPA	102
4.2.2. PIRINEO ARAGONÉS	103
4.2.3. PIRINEO FRANCÉS	103
4.3. INVENTARIOS FLORÍSTICOS Y BIODIVERSIDAD	103
4.3.1. PICOS DE EUROPA	104
4.3.2. PIRINEO ARAGONÉS.....	107
4.3.3. PIRINEO FRANCÉS	110
4.3.4. PORTUGAL	110
4.4. COMPARACIÓN ENTRE LAS CUATRO ZONAS	113
4.4.1. VARIABLES EDÁFICAS.....	113
4.4.2. BIODIVERSIDAD.....	114
4.5. SERIES DE VEGETACIÓN	116
5. DISCUSIÓN.....	127
5.1. PICOS DE EUROPA.....	127
5.1.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS.....	127
5.1.2. MATERIA SECA Y ANÁLISIS NUTRICIONAL.....	131
5.1.3. MANEJO DE LOS PRADOS.....	135

5.1.4. BIODIVERSIDAD.....	139
5.2. PIRINEO ARAGONÉS	146
5.2.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS.....	146
5.2.2. MANEJO DE LOS PRADOS.....	151
5.2.3. BIODIVERSIDAD.....	151
5.3. PIRINEO FRANCÉS.....	159
5.3.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS.....	159
5.3.2. MANEJO DE LOS PRADOS.....	163
5.3.3. BIODIVERSIDAD.....	165
5.4. PORTUGAL.....	170
5.4.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS.....	170
5.4.2. BIODIVERSIDAD.....	174
6. CONCLUSIÓN	185
BIBLIOGRAFÍA	188
ANEXOS	215
ANEXO I. TABLAS.	215
ANEXO II. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN.	218
ANEXO II.1. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN DE LA ZONA DE PICOS DE EUROPA.	218
ANEXO II.2. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN DE LA ZONA DEL PIRINEO ARAGONÉS.	233
ANEXO II.3. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN DE LA ZONA DEL PIRINEO FRANCÉS.	255
ANEXO II.4. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN DE LA ZONA DE PORTUGAL.....	260

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 2.1. DISTRIBUCIÓN DE LOS PRADOS DE SIEGA HÁBITATS 6510 Y 6520 EN EUROPA.....	23
FIGURA 3.1. LOCALIZACIÓN DE LOS LUGARES DE INTERÉS COMUNITARIO (LICS) DEL PROYECTO SOS PRADERAS Y UBICACIONES DE LOS SUELOS MUESTREADOS.	48
FIGURA 3.2. LOCALIZACIÓN DEL LIC DE PICOS DE EUROPA Y UBICACIÓN DE LOS SUELOS MUESTREADOS EN ASTURIAS, CANTABRIA Y CASTILLA Y LEÓN.....	50
FIGURA 3.3. LOCALIZACIÓN DE LOS LICS DEL PIRINEO ARAGONÉS Y UBICACIÓN DE LOS SUELOS MUESTREADOS.....	53
FIGURA 3.4. LOCALIZACIÓN DE LOS LICS DEL PIRINEO FRANCÉS Y UBICACIÓN DE LOS SUELOS MUESTREADOS.....	55
FIGURA 3.5. LOCALIZACIÓN DE LOS LICS DE PORTUGAL Y UBICACIÓN DE LOS SUELOS MUESTREADOS.....	59
FIGURA 4.1. GRÁFICO DEL ANÁLISIS DE PCA CON PROYECCIÓN DE LAS VARIABLES EDÁFICAS Y FOLIARES.	100
FIGURA 4.2. ÁRBOL DE DECISIONES CHAID PARA LA VARIABLE DEPENDIENTE ÍNDICE DE SHANNON EN LA ZONA DE PICOS DE EUROPA.....	106
FIGURA 4.3. ÁRBOL DE DECISIONES CHAID PARA LA VARIABLE DEPENDIENTE ÍNDICE DE SHANNON EN LA ZONA DEL PIRINEO ARAGONÉS.....	109
FIGURA 4.4. ÁRBOL DE DECISIONES CHAID PARA LA VARIABLE DEPENDIENTE ÍNDICE DE SHANNON EN LA ZONA DEL NORTE DE PORTUGAL.	113
FIGURA 5.1. VALORES MEDIOS DE LAS VARIABLES AFECTADAS POR LA LOCALIZACIÓN.	131
FIGURA 5.2. VALORES MEDIOS DE LAS VARIABLES AFECTADAS POR EL MANEJO DE LOS PRADOS.....	136
FIGURA 5.3. VALORES MEDIOS DE LAS VARIABLES AFECTADAS POR LA LOCALIZACIÓN.	150
FIGURA 5.4. VALORES MEDIOS DE LAS VARIABLES EDÁFICAS AFECTADAS POR LA LOCALIZACIÓN.	160
FIGURA 5.5. VALORES MEDIOS DE LAS PROPIEDADES HÍDRICAS AFECTADAS POR LA LOCALIZACIÓN.	163
FIGURA 5.6. VALORES MEDIOS DE LAS VARIABLES AFECTADAS POR LA LOCALIZACIÓN.	171

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 2.1. RELACIÓN ENTRE LOS PERÍODOS GEOLÓGICOS Y LA EVOLUCIÓN DE LOS HÁBITATS DE PRADERA.	14
TABLA 2.2. EVOLUCIÓN DE LOS PRADOS DE SIEGA A TRAVÉS DE LA HISTORIA.	17
TABLA 4.1. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS PARA LAS PROPIEDADES GENERALES DE LOS SUELOS DEL ÁREA DE PICOS DE EUROPA.	77
TABLA 4.2. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS DE LA ZONA DE PICOS DE EUROPA.	79
TABLA 4.3. VALORES MEDIOS DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN LOS SUELOS DE PICOS DE EUROPA CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS RESPECTO DE LA ZONA DE LOCALIZACIÓN.	80
TABLA 4.4. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS PARA LAS PROPIEDADES GENERALES DE LOS SUELOS DEL ÁREA DEL PIRINEO ARAGONÉS.	82
TABLA 4.5. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS DEL PIRINEO ARAGONÉS.	84
TABLA 4.6. VALORES MEDIOS DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN LOS SUELOS DEL PIRINEO ARAGONÉS CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS RESPECTO DE LA ZONA DE LOCALIZACIÓN.	85
TABLA 4.7. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS PARA LAS PROPIEDADES GENERALES DE LOS SUELOS DEL ÁREA DEL PIRINEO FRANCÉS.	87
TABLA 4.8. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS DE LAS PARCELAS DEL PIRINEO FRANCÉS.	89
TABLA 4.9. VALORES MEDIOS DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN LOS SUELOS DEL PIRINEO FRANCÉS CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS RESPECTO DE LA ZONA DE LOCALIZACIÓN.	90
TABLA 4.10. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS PARA LAS PROPIEDADES GENERALES DE LOS SUELOS DEL ÁREA DE PORTUGAL.	92
TABLA 4.11. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS DE LOS SUELOS DE PORTUGAL.	95
TABLA 4.11, CONTINUACIÓN.	96
TABLA 4.12. VALORES DEL ESTADÍSTICO DEL TEST U DE MANN WHITNEY Y SIGNIFICACIONES BILATERALES PARA LAS VARIABLES AFECTADAS POR LA LOCALIZACIÓN DE LAS PARCELAS.	97

TABLA 4.13. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS PARA LOS VALORES MEDIOS DE LA MATERIA SECA Y LAS CONCENTRACIONES MEDIAS DE NUTRIENTES Y SEPARADAS POR FAMILIAS EN LOS PRADOS DE SIEGA DEL ÁREA DE PICOS DE EUROPA.....	99
TABLA 4.14. VALORES MEDIOS DE MATERIA SECA (MS) Y CONCENTRACIONES FOLIARES DE NUTRIENTES CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE GRAMÍNEAS, LEGUMINOSAS Y OTRAS FAMILIAS.	100
TABLA 4.15. RESULTADOS DE LAS ENTREVISTAS SOBRE FERTILIZACIÓN Y USO DEL TRACTOR A LOS GANADEROS DE PICOS DE EUROPA (GARCÍA & GARCÍA, 2017). .	101
TABLA 4.16. RESULTADOS DE LAS ENTREVISTAS SOBRE FERTILIZACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE LOS PRADOS A LOS GANADEROS DEL PIRINEO ARAGONÉS.	101
TABLA 4.17. RESULTADOS DE LAS ENTREVISTAS SOBRE APROVECHAMIENTO DE LAS PARCELAS A LOS GANADEROS DEL PIRINEO FRANCÉS.	102
TABLA 4.18. VALORES MEDIOS DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y CONTENIDO EN NUTRIENTES FOLIARES CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS RESPECTO AL MANEJO DE LOS PRADOS EN EL ÁREA DE PICOS DE EUROPA.	102
TABLA 4.19. VALORES MEDIOS DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS RESPECTO AL TIPO DE FERTILIZACIÓN DE LOS PRADOS.	103
TABLA 4.20. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD PARA LA ZONA DE PICOS DE EUROPA.	104
TABLA 4.21. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD Y LAS VARIABLES EDÁFICAS Y NUTRIENTES FOLIARES EN PICOS DE EUROPA.	105
TABLA 4.22. VALORES MEDIOS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS RESPECTO A LA UBICACIÓN PARA LAS PARCELAS DE PICOS DE EUROPA.	105
TABLA 4.23. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD PARA LA ZONA DE ARAGÓN.	107
TABLA 4.24. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS Y LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD EN LA ZONA DE ARAGÓN.	108
TABLA 4.25. VALORES MEDIOS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD EN LAS PARCELAS DEL PIRINEO ARAGONÉS CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS RESPECTO DE LA ZONA DE LOCALIZACIÓN.	108
TABLA 4.26. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD PARA LA ZONA DE FRANCIA.	110
TABLA 4.27. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD PARA LA ZONA DE PORTUGAL.	111

TABLA 4.28. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD Y LAS PROPIEDADES EDÁFICAS DE LOS SUELOS DE PORTUGAL.	111
TABLA 4.29. VALORES DEL ESTADÍSTICO DEL TEST U DE MANN WHITNEY EN RELACIÓN A LA ZONA DE LOCALIZACIÓN Y SIGNIFICACIONES BILATERALES PARA LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD.	112
TABLA 4.30. VALORES DE LOS ESTADÍSTICOS DE KRUSKAL-WALLIS Y SIGNIFICACIONES BILATERALES EN RELACIÓN A LAS CUATRO GRANDES ZONAS DE MUESTREO PARA TODAS LAS VARIABLES CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	115
TABLA 4.31. VALORES MEDIOS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD PARA LAS CUATRO ZONAS DE MUESTREO: PICOS DE EUROPA, PIRINEO ARAGONÉS, PIRINEO FRANCÉS Y NORTE DE PORTUGAL.	115
TABLA 4.32. MEDIANAS DE LOS ÍNDICES DE BIODIVERSIDAD PARA LAS CUATRO ZONAS DE MUESTREO; VALORES DEL ESTADÍSTICO DEL TEST U DE MANN WHITNEY EN LAS COMPARACIONES CON DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE LAS ZONAS DE MUESTREO PARA EL ÍNDICE DE SHANNON.	116
TABLA 5.1. RESULTADOS DEL TEST T Y NIVEL DE SIGNIFICACIÓN PARA LA COMPARACIÓN DE CONCENTRACIONES FOLIARES CON LOS VALORES DE EPSTEIN.	133
TABLA 5.2. VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS INFLUENCIADOS POR EL USO DEL TRACTOR O LA FERTILIZACIÓN POR SEPARADO.	138
TABLA I.1. TABLA DE COEFICIENTES DE CORRELACIÓN DE PEARSON PARA LAS RELACIONES SIGNIFICATIVAS ENTRE LOS NUTRIENTES FOLIARES Y LAS PROPIEDADES EDÁFICAS DE LA ZONA DE PICOS DE EUROPA.	215
TABLA I.2. VALORES DEL TEST U DE MANN-WHITNEY Y SIGNIFICACIONES BILATERALES PARA LAS COMPARACIONES ENTRE LAS CUATRO ZONAS DE MUESTREO DE LAS VARIABLES EDÁFICAS.	216
TABLA II.1.1. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE ANGÓN.	218
TABLA II.1.2. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE SOTRES.	221
TABLA II.1.3. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE LIÉBANA.	224
TABLA II.1.4. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE SOTO DE SAJAMBRE.	227
TABLA II.1.5. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE VALDEÓN.	230

TABLA II.2.1. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE SAN JUAN DE PLAN.	233
TABLA II.2.2. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE LINÁS DE BROTO.	241
TABLA II.2.3. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE FRAGEN Y ANCILES.....	243
TABLA II.2.4. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE BENASQUE.....	245
TABLA II.2.4. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE SESUÉ.....	248
TABLA II.2.5. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE FONCHANINA.	250
TABLA II.2.6. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE CASTANESA.	253
TABLA II.3.1. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN DE LAS PARCELAS DEL PIRINEO FRANCÉS CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS.....	255
TABLA II.4.1. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE VILA POUCA DE AGUIAR.	260
TABLA II.4.2. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN CON LAS CORRESPONDIENTES ABUNDANCIAS EN LAS PARCELAS DE BRAGANÇA.	268

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

A pesar de la protección ambiental a la que están sujetos, los prados de siega llevan décadas sufriendo una regresión gradual que se ha acentuado en los últimos 20 años, razón por la cual han sido objeto de una extensa investigación durante las últimas tres décadas. La desaparición de estos ecosistemas es debida principalmente a cambios en la gestión del territorio, bien intensificándose allá donde el relieve lo permite o bien llegando al abandono en las zonas de más difícil acceso. Las razones económicas están usualmente detrás de los cambios en la gestión de estos prados: el manejo se intensifica con la intención de aumentar la producción y que el prado produzca un mayor rendimiento, y se abandona en muchos casos porque las explotaciones no son económicamente viables. Otras razones, como la presión urbanística en algunas zonas y la falta de relevo generacional, también influyen en el abandono de los prados. La mayoría de los países del occidente europeo han perdido el 95% de sus áreas de praderas y esta pérdida ha sido identificada como causa del declive de un elevado porcentaje de especies amenazadas (Dahlstrom, *et al.*, 2008). En el caso concreto de las áreas objeto de este estudio, se ha constatado una pérdida de una media del 65% de la superficie de prados de siega en los últimos 50 años, llegando hasta el 95% en algunas zonas del Pirineo Francés (García, *et al.*, 2018). Para la conservación de estos ecosistemas, es necesario llegar a un equilibrio entre las necesidades económicas y las necesidades ecológicas, incluso si esto es percibido como un inconveniente en un principio por parte de algunos sectores.

Esta problemática inspiró la puesta en marcha del proyecto europeo “SOS PRADERAS: YENDO HACIA ATRÁS PARA ALCANZAR EL FUTURO. MODERNIZACIÓN DEL MANEJO TRADICIONAL DE LOS PRADOS DE SIEGA HACIA LA RENTABILIDAD Y LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA” (Interreg-Sudoe. Feder. Código: SOE1/P5/EO376).”, dentro del cual se enmarca esta tesis de doctorado y cuyo fin último era proporcionar conocimientos y herramientas para evitar la completa desaparición de estos hábitats de elevado valor natural. El proyecto se centró en prados de siega del espacio del sudoeste europeo (SUDOE), en los países de España, Francia y Portugal.

El primer paso para crear una estrategia de conservación era conocer el estado actual de los prados. El objetivo general de esta tesis es la caracterización edáfica y florística de prados de siega incluidos en el proyecto (25 parcelas en Picos de Europa, 50 parcelas en el Pirineo Aragonés, 18 parcelas en el Pirineo Francés y 43 parcelas entre las Sierras de Montesinho y

Alvão en Portugal) y la evaluación de las diferencias tanto a nivel edafológico como florístico entre prados de siega de montaña sometidos a distintos tipos de manejo. Los objetivos parciales establecidos para alcanzar el objetivo principal fueron los siguientes:

Objetivo nº1. Evaluación edafológica de las parcelas incluidas en la red Natura 2000. Entre estas parcelas, contaremos con prados de siega con distintos manejos para realizar nuestro estudio comparativo y poder establecer así si existen o no diferencias significativas en los suelos de dichas parcelas. Tras el pretratamiento de las muestras (secado y tamizado) se determinaron las siguientes propiedades: pH, conductividad eléctrica (salinidad), materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total, relación C/N, carbonato cálcico y caliza activa, fósforo asimilable, boro disponible mediante espectrofotometría visible, cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico efectiva, textura (% de arena, limo y arcilla), densidad aparente, capacidad de campo, punto de marchitez permanente, saturación e intensidad de drenaje.

Objetivo nº2. Estudio comparativo de la productividad en términos de biomasa de las parcelas de los Picos de Europa. Si los prados con un manejo tradicional fuesen tanto o más productivos que aquellos con un manejo mecanizado, este dato podría resultar útil a la hora de promocionar la conservación de estos ecosistemas. Con este estudio podrá establecerse una relación entre el manejo y la productividad. A partir de las muestras de biomasa se realizarán un análisis químico para determinar las concentraciones de nutrientes.

Objetivo nº3. Recopilación de datos meteorológicos. La relación vegetación/clima ha sido asiduamente analizada mediante índices y clasificaciones bioclimáticas basadas principalmente en las dos variables climáticas más relevantes: temperaturas y precipitaciones. La información relativa a las características bioclimáticas de los territorios elegidos de la Cordillera Cantábrica (Picos de Europa y las Omañas) ha sido proporcionada por el Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental de la Universidad de León, siguiendo los criterios establecidos por Rivas-Martínez *et al.* (1987). Con el fin de establecer los macrobioclimas de territorio, con sus correspondientes termotipos (pisos bioclimáticos) y ombrotipos, se han calculado los parámetros e Índices Bioclimáticos, siendo los más importantes el Índice Ombroclimático (Io), el Índice de Continentalidad (Ic), el Índice de Submediterraneidad (Sm) y el Índice de Termicidad (It). Con todo ello se

establecerán las Series de vegetación existentes en el territorio y sus etapas de sustitución, entre las que se encuentran los prados de siega.

Objetivo nº4 y nº 5. Inventarios de vegetación e Integración de los datos del proyecto en un SIG. Como herramienta de trabajo para futuras investigaciones, consideramos que una buena manera de integrar la información obtenida a lo largo de este estudio es la creación de un Sistema de Información Geográfica. Siempre abierto a la incorporación de más variables de interés, se creará un SIG cuyas variables serán las siguientes:

- Ubicación
- Parámetros e Índices Bioclimáticos
- Especies representativas (series de vegetación)
- Tipo de manejo
- Técnicas de manejo (tipo de ensilado, abonado, etc.)
- Análisis edafológico
- Biomasa (productividad)

Se utilizarán los datos de los inventarios de vegetación para construir el SIG de manera más completa.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. ORIGEN DE LAS PRADERAS EUROPEAS

Según su origen, las praderas europeas se pueden clasificar en: (1) praderas naturales, determinadas por las condiciones ambientales y la presencia de grandes herbívoros; (2) praderas seminaturales, asociadas con la acción humana a largo plazo desde el principio de la agricultura durante la transición Mesolítico-Neolítico; y (3) praderas “mejoradas” o intensivas, producto de la agricultura moderna, basadas en el cultivo de especies forrajeras altamente productivas de gramíneas y legumbres (Hejcman, *et al.*, 2013).

Las praderas por encima de la línea de bosque en montañas y tierras altas desde Asia oriental hasta Europa occidental son comunidades de praderas primarias, con una composición florística distintiva. Sus límites altitudinales inferiores están determinados por la acción humana. Estas comunidades son muy heterogéneas y contienen especies restringidas a comunidades alpinas que son a menudo endémicas de ciertos grupos montañosos (Bredenkamp, *et al.*, 2002). Las praderas que cubren áreas extensas en Europa central y occidental por debajo de la línea de bosque son secundarias. Estos prados y pastos se desarrollaron tras milenios de deforestación a manos del hombre, a consecuencia de la agricultura y el pastoreo. Florísticamente, la similitud con las praderas primarias o climatogénicas es evidente (Bredenkamp, *et al.*, 2002).

La evolución de las praderas empezó con la era Cenozoica (Retallack, 2001). Las plantas dominantes en las praderas, las gramíneas, pertenecientes a la familia *Poaceae*, aparecieron aparentemente en el Eoceno temprano (Bredenkamp, *et al.*, 2002)(Tabla 2.1). El polen más antiguo similar al de las Poáceas o familias relacionadas como *Restionaceae* o *Cyperaceae* se ha datado como procedente del período Cretácico superior y de las épocas Paleoceno y Eoceno, ya en la era Cenozoica. A pesar de haberse descrito incluso plantas enteras procedentes del límite entre el Paleoceno y el Eoceno (55 millones de años) (Crepet & Feldman, 1991), los restos aceptados más antiguos de vegetación de pradera moderna proceden del Oligoceno (Anderson, *et al.*, 1999), y el cambio que dio lugar a la dominancia de las gramíneas en hábitats abiertos probablemente tuvo lugar mucho tiempo después. Al principio del Eoceno todavía se daba un escenario en el que dominaban los bosques perennes, y fue a finales de esta época cuando la vegetación herbácea empezó a desarrollarse debido a las condiciones más

secas de los paisajes europeos, hasta entonces cubiertos de bosque (Bredenkamp, *et al.*, 2002). Las praderas verdaderas probablemente aparecieron en el Mioceno tardío en el continente americano y el Plioceno en el continente euroasiático, alrededor de hace cinco millones de años (Pärtel, *et al.*, 2005). Por lo tanto, al menos durante todo el Pleistoceno (1,8 millones de años), pero probablemente desde mucho antes, las praderas han existido en Europa, aunque con una extensión variable. Esta época se caracteriza por alternar largos períodos glaciares con cortos períodos interglaciares, que duraban normalmente entre 10000 y 30000 años (Birks & Birks, 2004).

Tabla 2.1. Relación entre los períodos geológicos y la evolución de los hábitats de pradera.

ERA	PERÍODO	ÉPOCA	Millones de años	
		Holoceno	0,01	
	CUATERNARIO	Pleistoceno	1,8	
		Plioceno	5	Aparición de praderas verdaderas y gran diversificación de herbívoros.
CENOZOICA		Mioceno	22,5	
	TERCIARIO	Oligoceno	37	
		Eoceno	55	Aparición de las Poáceas y de los primeros ungulados.
		Paleoceno	65	

Durante las glaciaciones, la tundra esteparia dominaba en la Europa norte y central sobre suelos permanentemente congelados, mientras la cuenca Mediterránea acogía praderas xerotérmicas (Van Andel & Tzedakis, 1996). Durante los períodos interglaciares, los ecosistemas se desarrollaban repitiendo el mismo patrón, en un equilibrio entre vegetación abierta y cerrada, es decir, entre pradera/tundra y bosques (Birks & Birks, 2004). Al

principio de cada interglaciación (fase protocrática o pionera), dominaba la vegetación abierta en suelos neutros o alcalinos no lixiviados; en la fase mesocrática, al aumentar la temperatura esta vegetación era gradualmente reemplazada por bosques desarrollados sobre suelos más fértiles; en la fase oligocrática los bosques irían disminuyendo y disminuiría la fertilidad de los suelos; y al final del interglaciación, en la fase telocrática, volvería a aumentar la vegetación abierta, es decir, las praderas, sobre suelos poco fértiles (Birks & Birks, 2004; Wardle, *et al.*, 2004). Se han encontrado fuertes correlaciones entre la apertura de la vegetación y la presencia de polen no arbóreo durante el último interglaciación (Riss-Würm, hace 140000 años) en la Europa noroccidental (Svenning, 2002). Durante los períodos de máxima cobertura arbórea, las praderas y su biota asociada sobrevivieron en refugios, en lugares donde las condiciones ambientales, tanto edáficas como climáticas, no eran favorables para los bosques (Ellenberg, 1988).

Esta historia de expansión y contracción ha dado forma a la biota de las praderas Europeas a través de la especiación, la extinción y el intercambio de especies con otros biomas, como estepas, tundra, praderas alpinas, bosques templados y comunidades mediterráneas (Pärtel, *et al.*, 2005). La distribución discontinua de las praderas en la Europa central y occidental apoya la idea de que son vestigios post-glaciales y deben verse como remanentes de un territorio antiguamente mucho más amplio que conectaba la Europa central y occidental con las regiones sur-orientales durante tiempos subárticos (Bredenkamp, *et al.*, 2002).

Los grandes herbívoros siempre han sido parte integrante de estos ecosistemas, y han evolucionado de manera paralela con las praderas desde el principio. Durante el Paleoceno aparecieron los primeros ungulados, que evolucionaron en el Eoceno tardío hacia una estructura dental más especializada y aumentaron de tamaño (Janis, 1993), en respuesta a la apertura de la vegetación. Durante el Mioceno aparecieron en Eurasia jiráfidos, bóvidos y cérvidos, entre otros herbívoros, que tuvieron una gran diversificación al final de esta época (Janis, 1993). Durante el último interglaciación, varias especies de grandes herbívoros estaban presentes en Europa, algunas hoy extintas como el mamut (*Mammuthus primigenius*) y el uro (*Bos primigenius*); otras extintas localmente, como el hipopótamo (*Hippopotamus amphibius*) o el rinoceronte (*Dicerorhinus spp.*); y otras que aún existen a día de hoy, como el ciervo (*Cervus elaphus*) y el corzo (*Capreolus capreolus*) (Bradshaw & Mitchell, 1999; Svenning, 2002).

Las prácticas agrícolas (pastoreo y cultivo de la tierra) fueron introducidas en Europa central alrededor del 5000 A.C. y en Europa occidental

alrededor de 1000 años más tarde, durante el Neolítico (Pärtel, *et al.*, 2005) (Tabla 2.2). Cuando los primeros agricultores buscaban lugares para asentarse, lo más probable es que seleccionasen zonas de vegetación abierta que fuesen fáciles de mantener, es decir, zonas de pradera ya presentes (Pärtel, *et al.*, 2005; Kuneš, *et al.*, 2015). Desde la zona del mar Egeo hacia el oeste, a lo largo de todo el Mediterráneo y especialmente en la Península Ibérica existen vestigios de praderas primarias (Bredenkamp, *et al.*, 2002). Estos remanentes fueron gradualmente ampliados por la acción de los primeros rebaños de ganado doméstico y, al crecer las poblaciones humanas, mayores áreas de bosque fueron deforestadas y convertidas en pasto y tierras cultivables (Bredenkamp, *et al.*, 2002; Poschlod & WallisDeVries, 2002; Pärtel, *et al.*, 2005). Los remanentes de praderas primarias en algunos casos pueden haber sido incorporados a praderas secundarias para formar las praderas actuales de Europa occidental, o servir de reservorios de especies para los nuevos espacios abiertos por el hombre en zonas donde previamente había bosque (Bredenkamp, *et al.*, 2002). De todas formas, una ampliación sustancial de estos espacios de pradera no puede haber tenido lugar antes de finales de la Edad del Bronce (Hejcman, *et al.*, 2013). En la Edad del Hierro (1500-1000 A.C.) aparecieron los primeros prados de siega, que proporcionaron a las especies de pradera un hábitat ligeramente diferente (Pärtel, *et al.*, 2005). En términos generales, tras la introducción de la agricultura y la ganadería, la siega de los prados y el pastoreo de ganado doméstico reemplazaron el efecto de la alimentación de los grandes herbívoros (Pärtel, *et al.*, 2005).

Los movimientos de las poblaciones humanas, junto con sus rebaños de ganado doméstico, propiciaron la dispersión de las especies de las praderas, permitiendo la comunicación genética entre distintas poblaciones (Hejcman, *et al.*, 2013).

Tabla 2.2. Evolución de los prados de siega a través de la historia.

Neolítico (6000-4000 A.C)	→	Se asientan la ganadería y el cultivo en zonas de pradera naturales.	} No existe la siega, solo pastos y bosques pastados.
Calcolítico (4000-3000 A.C)			
Edad del Bronce (3000-1500 A.C)	→	Empiezan a ampliarse las zonas de pradera.	
Edad del Hierro (1500-1000 A.C)	→	Primeros prados de siega; primeras guadañas (s. VII-VI A.C.).	
Edad Antigua (s. I-IV D.C)			
Edad Media (s. V-XV D.C)	→	Guadañas modernas (s. VIII D.C.); trashumancia de larga distancia en algunos países (Francia y España.	
Edad Moderna (s. XVI-actualidad)	→	Ampliaciones de prados a gran escala (s. XVIII D.C.); trashumancia extendida por toda Europa hasta los siglos XIX-XX.	

2.2. LOS PRADOS DE SIEGA

Desde el Neolítico hasta la Edad del Hierro solamente existían pastos y bosques pastados, ya que no existían herramientas para el corte extensivo de la hierba. Las guadañas más antiguas adecuadas para el corte de prados proceden de la Edad del Hierro y están datadas del siglo VII-VI A.C. (Hejcman, *et al.*, 2013). Por tanto, en Centro-Europa los prados de siega no pudieron ser establecidos antes del 600 A.C. En el sur de Alemania se ha documentado la existencia de prados de siega del período La Tène (500-0 A.C. aproximadamente) a partir de extensos restos de *Arrhenatherum elatius* y otras especies típicas de prados como *Lotus corniculatus*, *Phleum pratense*, *Festuca spp.* y otras muchas (Kreuz & Schäfer, 2011). En la Edad Media se empezaron a usar guadañas de hoja larga, de forma similar a las modernas. La más antigua se encontró en Bélgica y data del siglo VIII D.C. (Hejcman, *et al.*,

2013). Otras referencias a la existencia de prados de siega durante toda la Edad Media incluyen escritos procedentes del siglo XIV e ilustraciones con motivos de siega (Hejzman, *et al.*, 2013). Sin embargo, hasta el siglo XVIII no se dieron las ampliaciones a gran escala de estos espacios (Petráříšek, 1972).

La dispersión de muchas especies de pradera a partir de la Edad Media tuvo lugar de manera tanto intencionada como no intencionada. Es conocido que algunas especies típicas de pradera fueron transportadas intencionadamente para su cultivo, como es el caso de *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius* y *Onobrychis viciifolia*, introducidas en centro Europa como especies forrajeras (Poschlod & WallisDeVries, 2002), o de *Rumex alpinus*, nativa de las montañas del sur y centro de Europa y actualmente distribuida por Europa central, oriental y occidental debido a su introducción en los siglos XVI y XVII para uso como vegetal y como hierba medicinal, y que se ha extendido incluso a USA, Canadá y Java (Št'astná, *et al.*, 2010). A día de hoy, *O. viciifolia* es considerada una especie típica de praderas calcáreas (Poschlod & WallisDeVries, 2002). Muchos prados de este tipo fueron creados de manera artificial, a base de siembras, especialmente en prados cultivables abandonados, y muchas otras especies de pradera fueron cultivadas, como *Anthyllis vulneraria* (Poschlod, *et al.*, 1998). Las semillas para estas siembras se obtenían de los pajares, recogiendo la semilla caída de cosechas anteriores. Esta práctica se utilizó para crear prados de siega ricos en especies y praderas calcáreas hasta el siglo XX (Poschlod & Bonn, 1998). De hecho, fueron creados prados de siega no solamente mediante la siembra, si no también mediante plantación directa, especialmente en regiones donde no había prados cultivables para la obtención de heno (Poschlod & Bonn, 1998). Un ejemplo de esta práctica es *Molinia caerulea*, hoy en día la especie dominante en los prados de siega ricos en especies a los pies de las colinas de los Alpes y cuya semilla se recolectaba y sembraba, convirtiéndose prácticamente una especie cultivada (Poschlod & Bonn, 1998). Sin embargo, la mayor dispersión de diásporas fue producida por los movimientos de los animales, que funcionan como vectores de dispersión transportando las semillas de las plantas, bien en su interior (endozoocoria), bien adheridas a su cuerpo de manera externa (ectozoocoria). El pastoreo cubriendo amplias distancias ya ocurría al final de la época medieval en centro Europa, pero solo localmente; no fue hasta que se desarrolló la trashumancia que el pastoreo empezó a conectar regiones que podían estar separadas por largas distancias (Poschlod, *et al.*, 1998). La trashumancia es un tipo de pastoreo en el que los rebaños, principalmente de ganado ovino y bovino, cubren distancias más o menos largas entre las instalaciones ganaderas, donde los animales pasan el invierno estabulados o alimentándose en pastos de invierno, y los pastos de montaña, a donde se

trasladan para pasar el verano. La época de veraneo se aprovecha para la producción de heno, que se utiliza para la alimentación de los animales durante la época de estabulación. La trashumancia se desarrolló en Europa a partir de la Edad Media, aunque las épocas de apogeo de este sistema difieren entre las distintas regiones europeas, así como las distancias recorridas por los rebaños. En Alemania, la trashumancia apareció a finales de la época medieval y tuvo su apogeo en el siglo XIX, cuando alrededor de tres millones de ovejas tomaban parte en estos traslados (Luick, 2004), mientras que en Francia se desarrolló entre los siglos XIII y XV (Wolff & Fabre, 2004); por otro lado, en las Islas Británicas las distancias recorridas por los rebaños trashumantes eran muy cortas y no hay evidencias de la existencia de movimientos a larga distancia (Jones & Wmffre, 2004), como es el caso de Francia y España, donde se podían conectar pastos separados por hasta 800 km de distancia (Gómez & Lorente, 2004). En España en el siglo XIII fue creado el Concejo de la Mesta para regular los privilegios de los ganaderos cuyos rebaños circulaban por los caminos utilizados para el transporte de los animales o “cañadas”. Esta organización desapareció en el siglo XIX, aunque la trashumancia española continuó existiendo hasta bien entrado el siglo XX y ha sido reconocida como Manifestación Representativa del Patrimonio Cultural Inmaterial (Ministerio de Educación, Cultura y Deporte, 2017).

A día de hoy aún existen en España desplazamientos de ganado, basados en la trashumancia, a distancias más cortas (alrededor de 150 km), que reciben el nombre de transterminancia y conectan territorios en regiones diferentes, pero relativamente cercanas (Gómez & Lorente, 2004). También en los Alpes existen ejemplos actuales de estos desplazamientos a corta distancia: cada año, alrededor de 4000 ovejas se trasladan del Tirol del sur al Tirol del norte, cubriendo una distancia de alrededor de 40 km a través de glaciares y áreas rocosas (Wrbka, *et al.*, 2004). Un ejemplo de trashumancia a larga distancia todavía existente en la actualidad es Francia, donde 110000 ovejas viajan desde la llanura de Crau, en la Provenza francesa, hasta los Alpes franceses cubriendo entre 200 y 450 km de distancia, aunque actualmente el transporte de los animales ya no se realiza a pie, si no en camiones. En total, 620000 ovejas son trasladadas desde las regiones de la zona sur del país a los pastos de montaña de los Alpes, Pirineos o el Macizo central (Wolff & Fabre, 2004). También se puede considerar de larga distancia el desplazamiento de rebaños de oveja churra de Aragón hacia los pastos de los Pirineos, a unos 200 km de distancia (Gómez & Lorente, 2004).

La trashumancia suele estar ligada a explotaciones lácteas, como en las Islas Británicas y en los Alpes, y/o a la producción de lana (Bunce, *et al.*, 2004). En Escocia, el cambio de los productos lácteos a la producción de carne

como principal producto de la ganadería, además de la expansión de la tecnología para la henequén y las necesidades de los nuevos cultivos como la patata, propiciaron el declive de la trashumancia a partir del siglo XVIII (Jones & Wmffre, 2004). En España, el conocimiento y las normas de gestión asociadas con la trashumancia de larga distancia originada a partir de la cría de oveja merina fueron un día esenciales para el comercio mundial de lana (Bunce, *et al.*, 2004), ya que esta raza de oveja se encontraba exclusivamente en España hasta el siglo XIX y en su comercio se encuentra el origen de las Cañadas Reales (Gómez & Lorente, 2004). Esto no significa que este tipo de pastoreo en España se realizase exclusivamente con este objetivo: en el norte, varias especies de oveja y cabra se utilizaban como productoras de leche mientras que el ganado vacuno se orientaba a la producción cárnica (Gómez & Lorente, 2004).

Los rebaños de ovejas en movimiento son vectores de dispersión muy efectivos para las especies de los prados. De hecho, son mejores dispersores que otros herbívoros, posiblemente debido a su lana, ya que incluso semillas sin estructuras de adhesión pueden ser transportadas por ovejas (Fischer, *et al.*, 1996). La mayor dispersión se produce a través de semillas transportadas en la lana de las ovejas, con las semillas más pequeñas transportadas en las pezuñas de los animales y un número de semillas mucho menor transportado de manera endozoocórica, principalmente aquellas semillas con cubiertas duras (Poschlod, *et al.*, 1998). Fischer *et al.* (1996) encontraron más de 8500 diásporas germinables de 85 plantas vasculares diferentes adheridas a la lana de una sola oveja, siendo hasta el 70% de ellas pertenecientes a 20 especies de gramíneas. La mayoría de las gramíneas dispersan sus semillas dentro de las espiguillas, siendo estas estructuras las transportadas por los animales, e incluso por el viento. Si bien es cierto que más de la mitad de las diásporas se desprendieron en los primeros días, un buen porcentaje de ellas permaneció en los animales durante semanas y al final del experimento aún se encontraron semillas, tanto de especies con mecanismos de adhesión como semillas lisas. El experimento duró 7 meses y durante este tiempo, las ovejas recorrieron más de 100 km. Estos datos confirman que el pastoreo de ovejas tiene un gran impacto en la riqueza de especies de los prados actuando como vectores de dispersión, aun cuando el número de especies amenazadas que se transportan es muy pequeño (Poschlod, *et al.*, 1998). Incluso se ha planteado la hipótesis de que una baja riqueza en especies en zonas de pradera pueda responder a la falta de trashumancia (Poschlod, *et al.*, 1998). Desde principios de la década de 1990, se han llevado a cabo en España diferentes proyectos para recuperar la trashumancia tradicional (Bunce, *et al.*, 2004), con el objetivo de mantener los beneficios que representa esta práctica

para el ecosistema, así como por la importancia de este modo de vida tradicional y su cultura asociada. En 2019, la UNESCO incluyó la trashumancia en su Lista Representativa del Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad, a petición de Austria, Grecia e Italia.

En la actualidad, las praderas naturales y seminaturales son unos de los ecosistemas más ricos en especies, tanto vegetales como animales, de Europa y por eso se consideran hábitats de interés comunitario y aparecen mencionadas en la Directiva Hábitats 92/43 CEE como hábitats cuya conservación requiere de la designación de áreas especiales de conservación. Estas áreas especiales de conservación bien están en peligro de desaparición de su hábitat natural, bien tienen un hábitat restringido (de manera intrínseca o debido a la regresión del mismo), o bien son representativas de características típicas de una de las siguientes cinco regiones biogeográficas: Alpina, Atlántica, Continental, Macaronésica y Mediterránea.

Los prados de siega mesófilos, los hábitats de interés para este proyecto, son hábitats de pradera que incluyen Prados de Baja y Media Altitud (Hábitat 6510) y Prados de Montaña (Hábitat 6520). Ambos son hábitats ricos en especies, que se establecen sobre suelos profundos y sometidos a una gestión humana similar, aunque los últimos (H. 6520) son habitualmente los primeros en ser abandonados, debido a que suelen estar localizados a mayor altitud y ser más difíciles de acceder (Chocarro, 2009). Ambos hábitats comparten un gran número de especies, como *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Achillea millefolium*, *Tragopogon pratensis* y más, lo cual, junto con la superposición de sus áreas de distribución dificulta su diferenciación. La mayor diferencia es que los hábitats 6520 están situados a mayor altitud, en lugares con condiciones más frescas y mayor humedad edáfica (Chocarro, 2009).

2.2.1. HÁBITAT 6510

El nombre de este hábitat según consta en la Directiva Hábitats 92/43 CEE es “Prados pobres de siega de baja altitud (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*). Sin embargo, se ha sugerido (Reiné, 2009) la eliminación de los términos “pobres” y “de baja altitud”, debido a que se asientan normalmente en sustratos eutróficos de zonas montañosas, y se ha propuesto el nombre de “Prados de siega de *Arrhenatherion*” o “Prados de siega de montaña ricos en especies”. Según el Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea (Comisión Europea, 2003), estos prados se definen como “Prados ricos en especies, productores de heno, poco o moderadamente fertilizados, situados desde los pisos basales a los

submontanos, y pertenecientes a las alianzas *Arrhenatherion* y *Brachypodio-Centaureion nemoralis*. Estos prados extensivos son ricos en flores y no se siegan hasta la floración de las gramíneas y solamente una o dos veces al año.” Estas comunidades se encuentran distribuidas por toda la Europa Central y Occidental (Figura 2.1). En la Península Ibérica, estos prados están ubicados preferentemente en los pisos montano y colino de las zonas montañosas de la mitad norte de la Península (región Eurosiberiana), especialmente en la Cornisa Cantábrica y Pirineos, aunque son relativamente comunes en la submeseta norte y pueden entrar en el norte de las comarcas mediterráneas en climas bastante lluviosos (Reiné, *et al.*, 2009). Son mesofíticos y se caracterizan por desarrollarse sobre suelos profundos casi siempre básicos o neutros. Se asientan en laderas y fondos de valle y suelen formar teselas con otras comunidades pratenses no incluidas en la Directiva Hábitats.

Estos prados se caracterizan por tener una composición florística muy rica y llamativa que puede servir como reclamo agroturístico, forman un tapiz del suelo muy denso y de varios decímetros de altura en el que destacan las 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*, etc., además de otras especies herbáceas, como *Centaurea jacea*, *Crepis biennis*, *Tragopogon pratensis*, *Leucanthemum vulgare*, *Daucus carota*, etc. Según su localización dominarán diferentes asociaciones vegetales. Por ejemplo, en los prados de siega de montaña cantábrico-pirenaicos predomina la asociación *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi* Tüxen & Oberdorfer 1958, mientras que en los prados de siega de montaña mediterráneos son más abundantes las asociaciones *Galio veri-Arrhenatheretum bulbosi* Rivas Goday & Borja 1961 y *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl.1915 (Reiné, *et al.*, 2009).

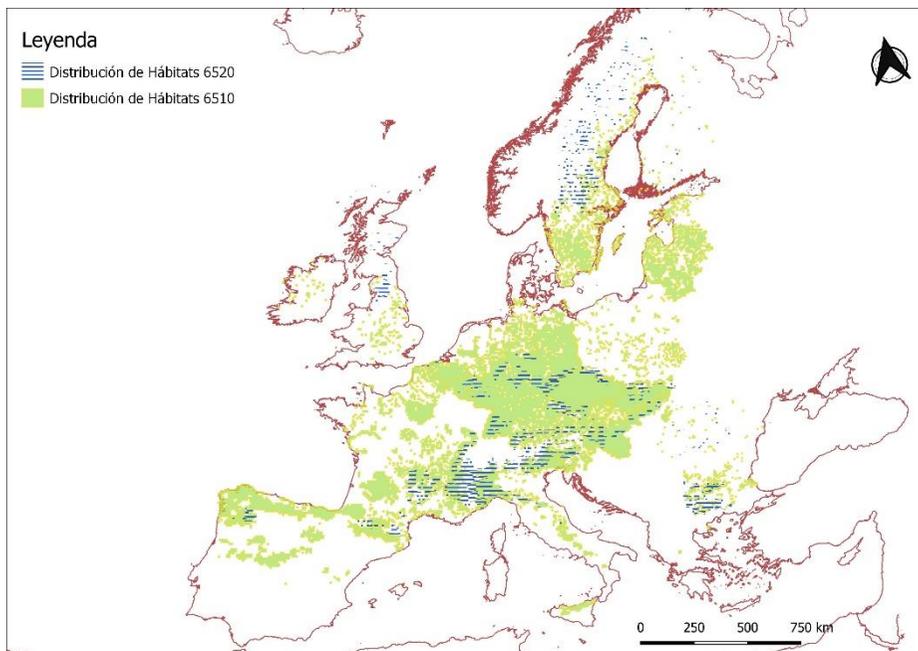


Figura 2.1. Distribución de los prados de siega Hábitats 6510 y 6520 en Europa.

Los factores biofísicos que caracterizan estos prados serían los siguientes, aunque el clima y la altitud varían según la región biogeográfica a la que pertenezcan (Reiné, 2009):

- Clima húmedo, generalmente con pluviosidad mayor de 1000 mm anuales.
- Sin sequía estival, o casi, ya sea por precipitación, humedad edáfica o riego.
- Suelos profundos, bien desarrollados y fértiles, con buen contenido de materia orgánica, buena capacidad de retención de agua.
- Fondos de valle y laderas de los sistemas montañosos del norte peninsular entre los 1000 m y los 1500 m de altitud.
- Influencia humana.

Con la intensificación de la gestión de estos prados, bien sea por el aumento del pastoreo o de la siega, este tipo de prados pueden derivar hacia comunidades de *Cynosurion cristati*, que son mucho más abundantes en el norte de la península y cuyas especies habituales son *Cynosurus cristatus*, *Gaudinia fragilis*, *Lolium perenne* y *Phleum pratense* (Reiné, et al., 2009). Estas comunidades no están contempladas en la Directiva Hábitats.

2.2.2. HÁBITAT 6520

El nombre de este hábitat según consta en la Directiva Hábitats 92/43 CEE es “Prados de siega de montaña”. Se ha recomendado añadir el nombre de la alianza *Trisetum-Polygonion bistortae* para evitar la confusión con los prados de *Arrhenatherion* (Chocarro, 2009). La definición de estos prados según el Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea (Comisión Europea, 2003) es “Prados de siega mesófilos ricos en especies del piso montano y subalpino (sobre todo por encima de 600 m) generalmente dominados por *Trisetum flavescens* y con *Heracleum sphondylium*, *Viola cornuta*, *Astrantia major*, *Carum carvi*, *Crepis mollis*, *C. pyrenaica*, *Polygonum bistorta*, *Silene dioica*, *S. vulgaris*, *Campanula glomerata*, *Salvia pratensis*, *Centaurea nemoralis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Crocus albiflorus*, *Geranium phaeum*, *G. sylvaticum*, *Narcissus poeticus*, *Malva moschata*, *Valeriana repens*, *Trollius europaeus*, *Pimpinella major*, *Muscari botryoides*, *Lilium bulbiferum*, *Thlaspi caerulescens*, *Viola tricolor subsp. subalpina*, *Phyteuma halleri*, *P. orbiculare*, *Primula elatior*, *Chaerophyllum hirsutum* y muchas otras.” Se distribuyen por la Europa Central, siendo España el límite sur de su distribución europea (Figura 1). En España este hábitat se distribuye desde el Valle de Ribes en el Pirineo Oriental en Cataluña hasta el Valle de Broto en el Pirineo Central en Aragón y también en algunos puntos de la Cordillera Cantábrica (Asturias) (Chocarro, 2009). Son prados mesofíticos e higrófilos asentados sobre suelos profundos y frescos, alejados de los núcleos rurales y próximos a bosques.

Entre las especies más características del hábitat 6520 se encuentran *Heracleum sphondylium subsp. pyrenaicum*, *Astrantia major*, *Crepis pyrenaica*, *Polygonum bistorta* o *Trisetum flavescens*. Este hábitat presenta dos estratos bien diferenciados (Chocarro, 2009): uno superior, con especies megafórbicas de hoja ancha y más de un metro de altura, cuya existencia depende directamente de la elevada humedad edáfica requerida por este tipo de hábitat (*Heracleum sphondylium*, *Astrantia major*, *Chaerophyllum aureum*, etc), y otro inferior, con gramíneas, tréboles, compuestas, etc.

Los factores biofísicos que caracterizan estos prados serían los siguientes (Chocarro, 2009):

- Clima húmedo o hiperhúmedo, con precipitaciones por encima de los 1000 mm anuales.
- Fondos de valle o ladera con suave pendiente a altitudes superiores a 900-1000 m.

- Suelos profundos sobre sustratos eutróficos, con buen contenido de materia orgánica y fertilidad ligada a la gestión. Alta capacidad de retención de agua y alta humedad edáfica.
- Influencia humana.

Los prados de la alianza *Trisetum-Polygonion* son un hábitat parecido a los anteriores y como ya se ha comentado pueden ser difíciles de diferenciar. Estos prados son más escasos que los prados de *Arrhenatherion* y se caracterizan por estar situados a mayor altitud, en zonas menos accesibles y ser más húmedos. Debido a las condiciones más desfavorables del piso donde se asientan son un hábitat que produce una cantidad de forraje mucho menor que los de la alianza *Arrhenatherion*.

2.2.3. MANEJO TRADICIONAL DE LOS PRADOS DE SIEGA (abonado, pastoreo, siega)

Los hábitats 6510 y 6520 están sometidos a una gestión humana similar basada en el aprovechamiento mixto de los prados. Las prácticas agroganaderas básicas son el pastoreo, la siega y la fertilización. El manejo tradicional de los prados de montaña consta de una siega o dos al año (si la climatología lo permite), coincidiendo con los meses más favorables para realizar la henificación, con un aprovechamiento mediante diente por parte del ganado antes de realizar los cortes (Barrantes, *et al.*, 2010).

2.2.3.1. PASTOREO

El pastoreo de los prados de siega se realiza de forma intermitente, en los períodos entre las épocas de siega. Los prados están cerrados al ganado desde la primavera y durante todo el verano, época en que los rebaños permanecen en los pastos de alta montaña o “puertos”. Transcurrido el verano, el ganado vuelve a bajar y los prados de siega, una vez segados y cosechados el heno, se aprovechan para el pasto de los animales. Los rebaños pueden permanecer en estos “pastos de invierno” desde principios de otoño hasta marzo o abril, dependiendo de la climatología (García & García, 2017), o pasar el invierno estabulados y volver a salir en primavera para aprovechar la primera brotación de la hierba, lo cual también es útil para retrasar la fecha de la siega en zonas donde es necesario esperar a la estabilidad del verano (Barrantes, *et al.*, 2010). En muchas zonas de montaña, los pastos tienen un

carácter comunal, aunque se aprovechen de forma privada para la siega. Esto significa que una vez segados los prados, las fincas se abren y todos los ganaderos pueden aprovechar estas tierras para pasto de sus animales de forma colectiva. Las fincas se acotan de nuevo cuando el ganado sube al puerto. Este sistema tradicional se conoce en Picos de Europa como “la derrota” (García & García, 2017).

Se considera que el pastoreo aumenta la diversidad vegetal debido al consumo por parte de los animales de plantas dominantes y a sus efectos en la competición entre las distintas especies, ya que pueden influir en las dinámicas de colonización y extinción de las plantas (Olff & Ritchie, 1998). En general, el pastoreo tiene efectos favorables sobre las plantas terófitas, las plantas que producen mucha semilla, las que tienen una alta tasa de crecimiento, las que tienen mayores posibilidades de reproducción vegetativa y las gramíneas (Ferrer, *et al.*, 2001). También la acción del pisoteo del ganado puede tener efectos positivos en la biodiversidad, controlando la dominancia de especies arbustivas y creando irregularidades en el terreno que pueden convertirse en nichos de regeneración al ser colonizados por semillas. Se ha relacionado la proporción de suelo desnudo debido al pisoteo con el incremento de especies geófitas y terófitas (Ferrer, *et al.*, 2001). Sin embargo, la influencia del pastoreo sobre la biodiversidad depende en gran manera de las comunidades vegetales presentes, las características físicas de la zona y especialmente de la intensidad de manejo (Niedrist, *et al.*, 2009).

El pastoreo influye también en las propiedades del suelo. El pisoteo de los animales favorece la descomposición de los restos vegetales y por tanto la adición de nutrientes al suelo. En áreas pastoreadas con intensidad moderada, el aumento de la materia orgánica tiene el potencial de mejorar la fertilidad del suelo y la retención de nutrientes, y aumenta la actividad biológica del suelo. La materia orgánica del suelo actúa como un buffer, amortiguando los cambios, proporcionando o almacenando nutrientes según su disponibilidad. Este mecanismo ayuda a sincronizar la disponibilidad de los nutrientes con los requerimientos de las plantas y contribuye a la acumulación de materia orgánica a largo plazo (Soussana & Lemaire, 2014).

2.2.3.2. SIEGA

Tradicionalmente, la siega se realiza a mano (a guadaña) a finales de verano, después de dejar crecer la hierba durante la primavera y parte del verano. En los casos en los que las condiciones ambientales permiten realizar dos cortes, el primer corte se da a finales de primavera/ principios de verano y el segundo corte a finales de verano/ principio de otoño. La climatología y la

latitud son la principal fuente de variación para las fechas de siega, aunque las condiciones específicas de cada granja también influyen (Eriksson, *et al.*, 2015). Las fechas de siega y la duración del periodo de siega pueden diferir entre unos años y otros, adelantándose algunos años y retrasándose otros, variabilidad que favorece la biodiversidad (Eriksson, *et al.*, 2015).

La hierba segada es utilizada para la producción de heno, que es la base de la alimentación de los animales en invierno. Por esta razón, la siega era una práctica esencial para la supervivencia de las poblaciones de las montañas y por lo tanto una actividad prioritaria en la gestión de los prados en gran parte de Europa durante más de dos mil años (Eriksson, *et al.*, 2015). La henificación requiere de unas condiciones climatológicas estables favorables de al menos cinco días, ya que la hierba se deja secar al sol de manera natural. Por esta razón, a veces es necesario retrasar la siega debido a climatología adversa. En general, el número de cortes depende de las condiciones de temperatura y precipitación. En la Cordillera Cantábrica, donde no existe la sequía estival, pueden darse hasta tres cortes anuales, mientras que en el Pirineo Aragonés solamente es posible la realización de un buen corte, aunque con riego en verano se puede conseguir un segundo corte de menor producción (Chocarro & Reiné, 2008). En estos valles es frecuente retrasar la primera siega para evitar las lluvias de primavera. Una vez recogido el heno de los prados, se guarda en pajares hasta su utilización durante el invierno. Antiguamente, al vaciar los pajares, quedaban las semillas de las plantas secas y era práctica común que los ganaderos las utilizaran para sembrar los prados, incluso intercambiarlas con los vecinos, de manera que se mantenían la densidad vegetal y la riqueza específica. Esta práctica ha caído en desuso, aunque aún se practica en algunas zonas, al menos de Picos de Europa (García & García, 2017).

La siega puede favorecer la germinación de semillas debido a la extracción de biomasa y restos vegetales, y a la aparición de espacios disponibles para el establecimiento de especies de semilla pequeña (Socher, *et al.*, 2012), además de favorecer la riqueza específica y la productividad vegetal (Mayel, *et al.*, 2021). Una siega moderada o extensiva impulsa la acumulación y estabilidad de materia orgánica en el suelo, a través de la mineralización del nitrógeno, ya que es beneficiosa para la biomasa microbiana que degrada la materia para liberar nitrógeno para el crecimiento vegetal. Al aumentar la biodiversidad y la productividad vegetal, la siega puede aumentar el almacenamiento de carbono y nitrógeno en los prados a través del carbono y nitrógeno orgánicos derivados de la biomasa radicular y sus exudados, y los productos fotosintéticos (Li, *et al.*, 2017).

2.2.3.3. ABONADO

El abonado tradicional de estos prados tiene lugar de dos maneras. Por un lado, mediante las deyecciones de los propios animales durante la época de aprovechamiento a diente de los pastos; y por otro lado, mediante el esparcimiento del estiércol que se genera durante las épocas de estabulación, que incluye los excrementos de los animales así como las camas (la hierba seca con la que se cubren las cuadras) y que se realiza al final del invierno o comienzos de la primavera (Chocarro & Reiné, 2008). El objetivo del abonado es recuperar los nutrientes que han sido extraídos mediante la siega, manteniendo la calidad del suelo y cerrando los ciclos de nutrientes. Para la aplicación del estiércol se utilizaban antiguos aperos arrastrados por animales de tiro, pero la carga, descarga y distribución del estiércol por los campos se realizaba a mano, de forma que esta práctica requiere de un gran esfuerzo por parte del ganadero.

La aplicación de estiércol potencia la formación de humus, que mejora la estructura del suelo y la disponibilidad de nutrientes (Chocarro & Reiné, 2008). El uso de estiércol a largo plazo mejora las propiedades físicas del suelo como resultado del aumento en la materia orgánica del suelo, que juega un papel fundamental en la formación de agregados estables (Mayel, *et al.*, 2021). Los suelos estercolados poseen un mayor contenido en carbono orgánico, lo cual resulta en una mayor actividad biológica que redundará en una mayor estabilidad de los agregados (Bronick & Lal, 2005). El aumento en la materia orgánica del suelo también aumenta la capacidad de retención de agua, la porosidad del suelo, la infiltración y la conductividad hidráulica, y disminuye la densidad aparente y la formación de costras superficiales (Haynes & Naidu, 1998).

2.2.4. DECLIVE DE LOS PRADOS DE SIEGA. INFLUENCIA DEL MANEJO

Desde la segunda mitad del siglo XX se ha producido en Europa una constante regresión en la superficie dedicada a prados de siega, de tal manera que los hábitats “6510 prados de siega de montaña (alianza *Arrhenatherion*)” y “6520 prados de siega de montaña (alianza *Trisetum-Polygonion bistortae*)” han pasado a ser hábitats de protección prioritaria bajo la Directiva Hábitats. La pérdida de estos ecosistemas implica la desaparición de su gran biodiversidad asociada, tanto botánica como faunística (Baur, *et al.*, 2006; Hopkins, *et al.*,

2000), afectando gravemente a poblaciones de lepidópteros y otros insectos polinizadores.

El declive de los prados de siega ha avanzado a lo largo de toda Europa debido principalmente a cambios en la gestión del territorio. En la actualidad, el manejo tradicional de prados de siega sólo se conserva en Rumanía, Bulgaria, Noroeste de Portugal, Cornisa Cantábrica, Pirineos y los Alpes (Mora & Rojo, 2016; Bunce, *et al.*, 2004). La intensificación del manejo en las zonas donde el relieve lo permite, sumada a la presión urbanística sobre las parcelas que están cercanas a núcleos urbanos, así como el abandono de zonas de montaña húmedas y de más difícil acceso y mantenimiento, hacen peligrar estos agro-ecosistemas de gran biodiversidad. Ciertos factores socio-económicos y demográficos han influido también en la desaparición paulatina de estos hábitats. La evolución de los prados de siega está inherentemente unida a los procesos demográficos de las zonas de montaña (García, *et al.*, 2018): el paisaje ligado a los prados de siega depende del mantenimiento de la población de la zona y de sus actividades tradicionales, de modo que la despoblación y el envejecimiento de las poblaciones rurales tienen un efecto directo sobre la conservación de estos ecosistemas.

Tanto la intensificación de las prácticas de manejo como el abandono de las mismas tienen un impacto ambiental en estos ecosistemas agro-ganaderos, con impactos similares sobre la biodiversidad (MacDonald, *et al.*, 2000; Hilpold, *et al.*, 2018), aunque en las praderas alpinas la disminución de la riqueza específica es menos notoria (Tasser & Tappeiner, 2002). Debido a los ajustes realizados en las actividades agro-ganaderas a partir de la segunda mitad del siglo XX en toda Europa, es frecuente el escenario de prados abandonados y prados con un manejo intensivo dentro de la misma explotación (MacDonald, *et al.*, 2000). La tendencia general es que, independientemente de la afiliación taxonómica, se produce una disminución de especies raras y especialistas posteriormente a la intensificación o al abandono (Hilpold, *et al.*, 2018).

2.2.4.1. INTENSIFICACIÓN

Antiguamente, los trabajos agrícolas se realizaban en consonancia con los tiempos de la naturaleza y por lo tanto eran respetuosos con el entorno. Con el paso de los años, el desarrollo de nuevas técnicas y tecnologías ha producido la modificación gradual de estas prácticas tradicionales hacia una mayor mecanización del trabajo que, aunque más cómodo para los ganaderos,

tiene un impacto mucho mayor sobre el ecosistema. Los altos rendimientos requeridos de los sistemas agrícolas intensivos llevan consigo una elevada utilización de inputs (energía fósil, abonos, pesticidas, etc.) dando lugar a un medio en el que sólo algunas especies productivas persisten. 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, produciendo la pérdida de biodiversidad (Gibon, *et al.*, 2004).

La intensificación de las prácticas agro-ganaderas tiene distintos matices en consonancia con los territorios. En las regiones templadas incluidas en este proyecto (Picos de Europa y Pirineos) la intensificación suele conllevar la conversión de los prados de heno en prados exclusivamente pastados (prados de diente) o la sustitución de la henificación tradicional por el ensilado, acompañada de un incremento en la aplicación de nutrientes al suelo generalmente en forma de purín. En Portugal, los trabajos de campo realizados en el ámbito del proyecto SOS Praderas indican que la intensificación supone la desaparición del pastoreo, la especialización de los prados en la producción de heno y la aplicación de fertilizantes minerales (Aguar, *et al.*, 2018). Se conoce relativamente bien cuáles son los procesos que han cambiado y que están detrás de estas transformaciones.

2.2.4.1.1. SIEGA

Los cambios en el régimen de la siega conducen a cambios en las características del suelo debido al deterioro de la estructura del suelo y a la disminución de la materia orgánica (Mayel, *et al.*, 2021). El primer cambio que se ha producido con respecto a la siega tradicional ha sido la práctica desaparición de la siega manual (a guadaña), que a día de hoy, en los lugares donde se mantiene, está relegada a labores de limpieza de las orillas de los prados y a aquellas zonas donde no es posible el uso de la maquinaria. El uso de maquinaria pesada, como los grandes tractores, tiene el problema añadido de que pueden influir en la compactación del suelo. La compactación del suelo afecta a muchas propiedades del suelo y sus efectos adversos están principalmente ligados a la permeabilidad del suelo, tanto al aire como al agua y las raíces de las plantas (Batey, 2009). La compactación puede modificar la estructura del suelo por rotura de los agregados o por unión de los mismos formando estructuras mayores, aumenta la densidad aparente y disminuye la cantidad de poros (Batey, 2009). Estos cambios conllevan una reducción en la permeabilidad al agua y al aire, y un aumento de la escorrentía, la erosión y la

posibilidad de inundación (Batey, 2009). Otros efectos adversos son la dificultad para el crecimiento de las raíces y la germinación de las semillas (Farino, 2005), así como el crecimiento de los brotes (Passioura, 1991), la reducción en la absorción de nutrientes y la formación de zonas anegadas o anóxicas que pueden inducir desnitrificación y lenta nitrificación (Schrama, *et al.*, 2013; Batey, 2009). Cuando las raíces crecen en suelos compactados, la extracción de agua y nutrientes se ralentiza considerablemente, y esta restricción puede inducir señales hormonales desde las raíces que retrasan el crecimiento de los brotes, incluso aunque sean capaces de incorporar suficiente agua y nutrientes (Passioura, 1991). En suelos donde la compactación reduce la penetración de las raíces, la capa superficial del suelo puede desecarse debido a que el agua es extraída a menor profundidad, lo cual conlleva una reducción en la absorción de nutrientes, especialmente nitrógeno (Batey, 2009). Los suelos orgánicos son más vulnerables a la compactación que los suelos arenosos (Schrama, *et al.*, 2013).

Otro cambio con importantes consecuencias para el estado de los prados ha sido el adelantamiento de las fechas de siega. Como ya se ha comentado, la siega tradicional requiere de varios días de climatología estable para poder realizar los trabajos. Sin embargo, la mecanización hace que el trabajo se realice mucho más rápidamente y ya no es tan necesario esperar a la estabilidad climática. Otra causa directa del adelantamiento de las fechas de siega ha sido la sustitución de la henificación por el ensilado, que es el almacenamiento de la hierba cortada en verde, en bolas recubiertas de plástico. El adelantamiento de las fechas de siega tiene la consecuencia de que muchas plantas no pueden reproducirse, ya que son segadas antes de llegar a producir semilla. La influencia del ensilado en la biodiversidad no es evidente de manera inmediata debido a que el banco de semillas del suelo puede mantenerse durante unos años. Sin embargo, a la larga es notable la reducción de especies, principalmente en las especies de plantas anuales, como es el caso de *Rhinanthus angustifolius* (*Rhinantus serotinus* subsp. *asturicus*), especie característica de los prados de siega de Picos de Europa (Farino, 2005). Esto, unido a que la práctica de resembrar con semillas del año anterior almacenadas en los pajares está hoy en día en desuso, puede conllevar a la larga una disminución de la cantidad y la calidad de la hierba. En las ocasiones en las que es necesario resembrar un prado, los ganaderos se ven obligados a recurrir a mezclas comerciales de semillas, con la consiguiente pérdida de riqueza específica del prado y el riesgo de que esas mezclas comerciales incluyan semillas alóctonas con el potencial de convertirse en plantas invasoras. Además del adelantamiento de las fechas, otra señal de

intensificación es el aumento de la frecuencia de los cortes. La siega frecuente actúa como una perturbación continua, permitiendo el crecimiento solamente de aquellas especies con ciclos de vida cortos o reproducción clonal (Niedrist, *et al.*, 2009). Prados segados una vez al año muestran un salto distintivo en el número de especies vegetales comparados con prados segados cinco veces al año, y este número alcanza el máximo en prados segados cada dos o tres años (Niedrist, *et al.*, 2009). Por otro lado, aumentar la frecuencia de la siega disminuye la renovación de carbono y nitrógeno en el suelo debido a la menor presencia de microorganismos (Li, *et al.*, 2017) y puede reducir el almacenamiento de carbono a consecuencia de la menor acumulación de materia orgánica, menor actividad bioquímica y menor cantidad de carbono fotosintético (Mayel, *et al.*, 2021).

Las fechas y la frecuencia de la siega tienen una gran importancia no solamente para mantener la biodiversidad vegetal de estos prados, si no también para la fauna polinizadora que depende de los recursos florísticos presentes en estos ecosistemas (Dahlstrom, *et al.*, 2008; Johansen, *et al.*, 2019) y para la fauna aviar migratoria que utiliza los prados de siega y los pastos como lugares de nidificación. Se ha visto que el adelantamiento de la fecha de siega puede disminuir el éxito reproductivo de las aves a través de la destrucción de los nidos (Müller, *et al.*, 2005). Es común la recomendación desde las administraciones de atrasar las fechas de siega con el objetivo de la conservación de la biodiversidad. También es cierto que retrasar demasiado la siega puede tener efectos negativos sobre la riqueza específica de los prados (Humbert, *et al.*, 2012). En los últimos años se ha sugerido que al fomentar la siega tardía, se corre el peligro de la homogeneización del paisaje, lo cual iría en contra del objetivo de conservación (Johansen, *et al.*, 2019). En cambio, se podrían incrementar los recursos florísticos de los prados de siega variando las fechas de siega entre unos prados y otros, o incluso entre secciones del mismo prado, para asegurar la floración a lo largo de todo el verano: los prados con siega tardía proporcionan recursos florísticos durante todo junio y julio, mientras que los prados con siega temprana son importantes de agosto en adelante, ya que esa siega temprana impulsa el rebrote (Johansen, *et al.*, 2019). También es importante incluir una variación interanual en las fechas de siega de estos prados ricos en especies. Esta variabilidad puede impulsar la producción de semillas en años en los que la siega se produce en épocas más tardías y la supervivencia de plántulas en años de siega temprana (Eriksson, *et al.*, 2015). La variabilidad en las fechas de fin del período de siega puede ser especialmente importante para el mantenimiento de la producción de semillas y las poblaciones de especies dependientes de una producción

regular de semillas, i.e. especies con ciclos de vida cortos que no disponen de un banco de semillas permanente (Eriksson, *et al.*, 2015).

2.2.4.1.2. FERTILIZACIÓN

Debido a que la aplicación manual de estiércol resulta muy laboriosa y, una vez más, al paulatino acceso a nueva maquinaria, esta práctica tradicional ha ido disminuyendo y se mantiene principalmente en pequeñas explotaciones en las que el volumen de estiércol que se utiliza no es muy elevado. En casos de explotaciones más grandes, en ocasiones se limita el uso de estiércol a aquellas parcelas mejor situadas y el abono mineral para las más alejadas (Barrantes, *et al.*, 2010). En lugar del estiércol, a día de hoy es más frecuente que los ganaderos opten por la aplicación de purines o abonos químicos, a pesar de los problemas asociados que ello puede conllevar. El purín es una mezcla semilíquida que incluye las deposiciones sólidas y líquidas del ganado y agua. Es más rico en nitrógeno amoniacal, potasio y calcio que el estiércol y tiene un efecto inmediato en la producción, especialmente sobre el crecimiento de las gramíneas, por lo que la fertilización con purines suele producir rendimientos más elevados, aunque la hierba suele ser de peor calidad que la estercolada (Chocarro & Reiné, 2008; Barrantes, *et al.*, 2010).

En cuanto a la diversidad vegetal, el incremento en el uso de purines y abonos minerales se ha relacionado con una disminución de la biodiversidad en los prados de siega (Prince, *et al.*, 2012; Barrantes, *et al.*, 2010). La reducción de la riqueza específica, así como una clara dominancia por parte de unas pocas especies, es un fenómeno común en prados con una fertilización elevada (Marini, *et al.*, 2007). El aumento del flujo de nutrientes hace que disminuya la incidencia de algunas especies que solamente prosperan en suelos pobres y acaban desapareciendo, bien porque no pueden lidiar con el exceso de nutrientes, bien porque son excluidas por especies más competitivas (Tasser & Tappeiner, 2002), con la consiguiente pérdida de biodiversidad.

Por otro lado, los malos olores y la emisión de gases de efecto invernadero son consecuencias bien conocidas de la aplicación habitual de purines. El empleo de purines incrementa las emisiones de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) (Hörtnagl, *et al.*, 2018), pudiendo este último ser retenido en la atmósfera hasta 150 años (Muñoz, *et al.*, 2002). Además, los excedentes se filtran causando la contaminación del suelo y de aguas superficiales y subterráneas, lo cual puede provocar grandes problemas ambientales por lixiviación del nitrato no absorbido, por salinización de las capas freáticas por lixiviación del sodio, o por la potencial bioacumulación de metales pesados

presentes en los piensos, en mayor medida cobre y zinc, y en menor medida el hierro y el manganeso (Muñoz, *et al.*, 2002). En el norte de Europa, el intenso uso de fertilizantes durante la segunda mitad del siglo XX dio origen a grandes excedentes de fósforo, lo cual llevó a la introducción de medidas de control de las pérdidas de fósforo (Ulén, *et al.*, 2007). Además, la aplicación de fertilizantes tiene efectos mucho tiempo después de haber cesado. Se ha demostrado que la recuperación de riqueza específica vegetal después del cese de la fertilización es más lenta en suelos ricos en fósforo que en suelos ricos en nitrógeno, lo que confirma los efectos a largo plazo del primero (Marini, *et al.*, 2007). El efecto de fertilizantes nitrogenados puede desaparecer en diez años, pero el efecto de fertilizantes fosfatados puede mantenerse hasta 25 años después de la última aplicación (Smits, *et al.*, 2008).

2.2.4.2. ABANDONO DE LAS PRÁCTICAS TRADICIONALES

La disminución de especies raras y especialistas puede ser menos evidente en el caso de prados abandonados que en el caso de prados con un manejo intensivo (Tasser & Tappeiner, 2002). La mayoría de los autores describen un descenso en la diversidad específica desde el inicio del abandono, aunque en ocasiones puede no observarse durante los primeros años (Niedrist, *et al.*, 2009). Sin siega ni pastoreo las comunidades sufren cambios fundamentales en su composición: las especies altas más competitivas se vuelven dominantes forzando la regresión de las especies de crecimiento más lento de las capas bajas de la cubierta vegetal, debido a la dificultad de estas últimas para competir por la luz (Pavlů, *et al.*, 2005). Por otro lado, el efecto de los restos vegetales acumulados puede ser una razón de la inhibición de la germinación de semillas en prados y pastos abandonados (Jensen & Meyer, 2001). A pesar de la lentitud de estos cambios, tienen una gran importancia, ya que, además de conducir a la pérdida de especies características, el abandono de los prados aumenta la probabilidad de erosión del suelo, así como de corrimientos de tierras y de avalanchas (Fischer & Wipf, 2002).

2.2.4.2.1. SIEGA

En general, la siega tradicional se ha abandonado en los prados más alejados de las explotaciones, menos accesibles y mecanizables y generalmente con más pendiente. El abandono de las actividades agroganaderas reduce la frecuencia de la perturbación, que favorece en gran medida a las especies herbáceas. Esto hace que la cubierta vegetal evolucione

a medio y largo plazo hacia comunidades leñosas más pobres en especies que las comunidades herbáceas de las que proceden. Además, el paisaje se matorraliza y se hace más vulnerable al fuego (Barrantes, *et al.*, 2010). En las primeras fases del período de abandono de un prado, la biodiversidad disminuye debido a la invasión de los prados por parte de especies agresivas dominantes; aunque la biodiversidad puede aumentar en estadios intermedios, vuelve a disminuir al cerrarse la cubierta arbórea. El abandono de los prados también puede afectar al estado de prados y cultivos adyacentes, ya que se favorece la introducción de plagas y malas hierbas desde las áreas abandonadas (MacDonald, *et al.*, 2000).

La extensificación del manejo o el abandono conlleva en un principio un corte irregular de heno, que se realiza para contener el avance de las especies arbustivas o arbóreas más que para producir heno. En los prados de siega de los territorios de clima mediterráneo, el abandono del riego produce la pérdida de una parte de los prados de cotas más elevadas, que, tras pasar por una etapa de vegetación nitrófila anual (p.ej. *Avena barbata*, *Hordeum* sp.pl. y *Bromus* sp.pl.), que utiliza los nutrientes procedentes de la mineralización de la materia orgánica, se convierte rápidamente en matorral. En los territorios mediterráneos, la pérdida de diversidad específica implica una simplificación de las comunidades vegetales características de los prados (Aguar, *et al.*, 2018). Esta disminución del número de especies tiene como consecuencia la oligotrofización de los suelos, por ejemplo, en los prados sobre suelos muy pobres derivados de granitos o esquistos en el noreste de Portugal. La extracción de heno sin restitución de nutrientes está causando una sustitución de la vegetación característica de los prados de heno de *Molinio-Arrhenatheretea* por una comunidad de *Festuca rothmaleri* y *Agrostis* gr. *castellana* de la clase *Nardetea strictae* (Aguar, *et al.*, 2018).

2.2.4.2.2. PASTOREO

El abandono de las prácticas tradicionales está también representado en el declive de las actividades de pastoreo. En algunos casos, la fuente del problema es la extensificación del pastoreo a un nivel en el que no detiene el proceso de sucesión (MacDonald, *et al.*, 2000). La desaparición del pastoreo induce un descenso de la biodiversidad y de la calidad de la hierba, debido a la reducción de la presencia de leguminosas, acompañado de una clara dominancia de especies más competitivas, en general gramíneas (Ferrer, *et al.*, 2001). La leguminosa *Trifolium repens*, típica de pastos, puede desaparecer en dos años después del abandono del pastoreo, al igual que otras herbáceas no gramíneas como *Plantago major* o *Cirsium vulgare*, mientras que

gramíneas de porte alto como *Alopecurus pratensis*, *Holcus mollis* o *Dactylis glomerata* aumentan su cobertura (Pavlů, *et al.*, 2005).

El declive de la práctica tradicional de conducir los rebaños a los pastos de montaña también tiene consecuencias sobre la diversidad. Ya se ha comentado la importancia de los rebaños en movimiento como vectores de dispersión para las especies vegetales. Además, las zonas de transición de media altitud que se utilizaban como rutas hacia las zonas más elevadas hoy en día están cayendo en desuso debido al transporte motorizado de los animales, por lo que están cubriéndose de bosque, y esto afecta negativamente a ciertas especies que dependen de esa heterogeneidad de hábitats (MacDonald, *et al.*, 2000). En pastos alpinos la desaparición de esta actividad ha llevado a la concentración de los rebaños, resultando a veces en sobrepastoreo de esas zonas donde se concentran los animales o incluso en cambios estructurales en aquellos prados de siega que son convertidos en prados exclusivamente pastados (MacDonald, *et al.*, 2000). En este último caso, se producen cambios irreversibles en la orografía del terreno asociados al movimiento de los animales que hacen imposible una futura recuperación de la siega (MacDonald, *et al.*, 2000).

En la actualidad, incluso grandes superficies de prados con menos pendiente están siendo abandonadas y su explotación queda limitada a un manejo exclusivo a diente, convirtiéndose en pastos mucho menos diversos florísticamente: las especies dominantes se vuelven más dominantes y las especies menos dominantes ven su abundancia reducida aún más, lo cual puede resultar en la pérdida de estas especies menos abundantes y un descenso de la riqueza específica. Un manejo exclusivamente a diente continuado reducirá cada vez más la ocurrencia de especies no graminoides, de mayor importancia desde un punto de vista de conservación, en favor de las especies de gramíneas (Fischer & Wipf, 2002).

Por otro lado, si la carga ganadera es demasiado elevada, pueden surgir diferentes problemas, ya que la presión que ejerce el animal a través de su peso y de la propia acción de caminar puede reducir la fertilidad del suelo y su capacidad de filtrar el agua, disminuye su biocenosis, desnuda su superficie, lo expone a factores erosionantes y, por último, lo conduce a la destrucción (Taboada & Álvarez, 2008). Según va aumentando la carga ganadera disminuyen la porosidad del suelo, su conductividad y permeabilidad, mientras aumenta la densidad aparente, reduciendo la funcionalidad del suelo (Drewry & Paton, 2000). Esta disminución de la porosidad puede estar causada por la compactación del suelo, que induce al colapso de los poros de mayor tamaño (Mayel, *et al.*, 2021). Esto resulta en un

aumento de la densidad aparente y en reducidas tasas de infiltración y baja conductividad hidráulica (Taboada, *et al.*, 2011). La tasa de infiltración es quizás el mejor parámetro para medir el daño físico del suelo en estos casos. El aumento de la escorrentía asociado a una menor infiltración puede llevar a un aumento de la erosión y una asociada disminución de la materia orgánica y del agua disponible para la vegetación (Taboada, *et al.*, 2011). La defoliación también influye en estos factores debido a que el consumo por parte de los animales implica una menor deposición de restos vegetales en el suelo, que son la principal fuente de materia orgánica. A raíz de esto, aumenta la proporción de suelo desnudo, lo cual incrementa las fluctuaciones de temperatura y las temperaturas máximas en el suelo y conduce por tanto a una mayor tasa de evaporación, a la vez que disminuye la acumulación de nutrientes como nitrógeno total, azufre y carbono fotosintético (Mayel, *et al.*, 2021). Sin embargo, se ha visto que los efectos sobre la materia orgánica no dependen solamente de la intensidad ganadera, si no también en gran medida de las características climáticas de la zona (Abdalla, *et al.*, 2018).

2.3. EL CASO ESPECIAL DE LOS PRADOS DE SIEGA DE PORTUGAL (*LAMEIROS*)

A partir del proyecto SOS Praderas ha quedado claro que los prados de siega portugueses, o lameiros, son en cierta manera particulares en relación a su vegetación, comparados con los prados del resto de Europa. La interpretación del Hábitat 6510 según el Manual de interpretación de Hábitats de la Unión Europea (Comisión Europea, 2007) se ha considerado inadecuada para Portugal (Aguiar, *et al.*, 2018). La aplicación de políticas y acciones en pos de la conservación de los prados de siega de *Arrhenatherion* en la Europa templada está justificada por una extensa bibliografía, pero estas políticas no serían adecuadas para Portugal, ya que la estructura y distribución de estos prados en zonas mediterráneas difiere de las zonas templadas (Aguiar, *et al.*, 2018).

Tanto las alianzas de *Arrhenatherion* como las de *Cynosurion cristati* encuentran en Portugal el límite de su distribución. En Portugal, especialmente en zonas de clima mediterráneo o supra mediterráneo, los prados de siega están formados por un mosaico de comunidades pratenses en franjas transversales, más o menos paralelas a las curvas de nivel. Es decir, están formados por catenas de vegetación (Aguiar, *et al.*, 2000). La influencia mediterránea produce un gradiente ecológico a escala de prado, generado por la superposición de varios gradientes como son la humedad, la disponibilidad de nutrientes y la presión por pastoreo (Aguiar, *et al.*, 2018). A cotas más altas,

en suelos relativamente secos, aparecen comunidades de *Arrhenatherion* y/o *Agrostion castellanae*. Las formaciones de *Cynosurion* tienen su hábitat a cotas más bajas y su extensión depende de la eficacia del sistema de regadío. Pueden aparecer en mosaico con juncales de *Molinietalia*. Las comunidades de *Cynosurion* son más productivas y palatables para los animales, razón por la cual el ganado se concentraba en las zonas de menor altitud (Aguiar, et al., 2018).

La fitocenosis de la vegetación de los lameiros se resume a continuación. Habitando los márgenes de los prados aparecen un grupo de especies altas hemicriptófitas, entre las que se cuentan *Geranium robertianum*, *Pentaglotis sempervivens*, *Filipendula ulmaria*, *Silene dioica*, *Lamium maculatum* y *Urtica dioica* (alianza *Galio-Alliarion petiolatae*), además de una serie de herbáceas anuales aromáticas de la alianza *Geranio pusilli-Anthriscion caucalidis*. En suelos que permanecen encharcados gran parte del año con exposición directa al sol se desarrollan juncales de *Juncion acutiflori*. En lameiros que soportan una elevada carga animal es frecuente la substitución de *Juncus effusus* y *Juncus acutiflorus* por *Juncus inflexus* acompañado de otras especies nitrófilas como *Agrostis stolonifera*, *Potentilla reptans*, *Mentha suaveolens* y *Ranunculus repens* (Aguiar & Vila-Viçosa, 2016). Todas estas especies son poco productivas y poco apetecibles para el ganado, además de producir heno de baja calidad. El manejo tradicional de los lameiros incluía ciertas tareas para reducir su abundancia, como son la estabilización del canal de la línea de agua, podas, irrigación, limpieza de zanjas y eliminación manual de malas hierbas. Las partes más secas de los lameiros presentan generalmente una comunidad empobrecida de *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum* (*Arrhenatherion elatioris*) o de *Agrostis castellana* (*Agrostion castellanae*) en suelos todavía más secos. Contrariamente a lo que ocurre en las zonas de clima templado, en Portugal las comunidades de *Arrhenatherion* son más pobres en especies que las comunidades de *Cynosurion* y son tradicionalmente menos deseadas y menos relevantes en superficie (Aguiar, et al., 2018), aunque, como ya se ha comentado en esta introducción, estas comunidades no están reconocidas en la Directiva Hábitats. Entre las especies que caracterizan las comunidades de *Cynosurion* se encuentran *Holcus lanatus*, *Bromus racemosus*, *Cynosurus cristatus*, *Festuca arundinacea* subsp. *arundinacea*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium pratense* o *T. repens* (Aguiar y Vila-Viçosa, 2016). Los sistemas de irrigación tradicionales tienen el objetivo de alargar a cotas más altas la vegetación de *Cynosurion* y *Arrhenatherion* (Aguiar & Vila-Viçosa, 2016).

La integración de un pastoreo de otoño y primavera, normalmente hasta la primera semana de abril, y una siega en junio o julio, junto a un

sistema de riego eficiente, favorecen a las comunidades de *Cynosurion* y aumentan la productividad y la diversidad específica de los lameiros, en especial en lo que respecta a las leguminosas. En la actualidad, la disminución de la actividad de pastoreo hace que los lameiros se utilicen principalmente para la producción de heno, lo que conlleva un aumento en la cobertura de gramíneas del que *A. elatius* subsp. *bulbosum* es el mayor ejemplo. Por otro lado, el abandono de las prácticas tradicionales de poda favorece la invasión por parte de especies de baja palatabilidad y disminuyen las especies heliófilas más apetecibles para el ganado. Una de las primeras señales del abandono de los lameiros es la expansión de *Brachypodium rupestre* y *Carex paniculata*, dos especies evitadas por el ganado bovino (Aguiar & Vila-Viçosa, 2016).

2.4. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los ecosistemas de praderas cubren más de un 40% de la superficie terrestre (Sollenberger, *et al.*, 2019) y un 20% de la superficie en Europa (Soussana, *et al.*, 2004). Las praderas son ecosistemas con un elevado valor intrínseco, por una parte debido a su gran biodiversidad, tanto vegetal como animal, y por otra parte debido al amplio rango de servicios ecosistémicos que proporcionan. Los servicios ecosistémicos son las contribuciones de los ecosistemas, directas o indirectas, al bienestar humano (Sollenberger, *et al.*, 2019). Las praderas proporcionan servicios culturales (usos tradicionales, conocimiento ancestral del ecosistema) y de abastecimiento (heno, leche, carne) que contribuyen a los modos de vida de 800 millones de personas (Soussana, *et al.*, 2010). Proporcionan también multitud de servicios ecológicos de mantenimiento y regulación del ecosistema, algunos de los cuales se comentan a continuación:

2.4.1. MANTENIMIENTO DE LA ESTRUCTURA DEL SUELO.

La estructura del suelo ejerce una importante influencia sobre los factores de crecimiento de las plantas y las condiciones edáficas, sobre todo respecto al almacenamiento de carbono en el suelo y la calidad del agua (Bronick & Lal, 2005). La estabilidad de los agregados del suelo se usa comúnmente como un indicador de la estructura del suelo y mide la resistencia de los agregados de un suelo frente a las fuerzas de erosión, fundamentalmente de la erosión hídrica (Belmonte, *et al.*, 2016). La agregación resulta de la distribución, floculación y cementación de las

partículas del suelo y depende del carbono orgánico del suelo, la biota, los enlaces iónicos, las arcillas y los carbonatos (Bronick & Lal, 2005). El carbono orgánico del suelo procede de las plantas, animales y microorganismos, y sus exudados. El carbono orgánico actúa como un agente de unión y como núcleo en la formación de agregados. La efectividad del carbono orgánico en la formación de agregados estables está relacionada con su tiempo de residencia y su tasa de descomposición, que a su vez depende de su protección física y química frente a la acción microbiana (Bronick & Lal, 2005). Aumentos tanto en el carbono orgánico del suelo como en la biomasa microbiana se asocian con una mayor estabilidad de los agregados (Bronick & Lal, 2005). Las raíces de las plantas y las hifas de los hongos crean una red que atrapa las partículas del suelo y liberan compuestos orgánicos que mantienen estas partículas unidas y por tanto, afectan a la agregación. En general, la agregación aumenta con la extensión del aparato radicular (Bronick & Lal, 2005). Por otro lado, la estructura del suelo mejora a través de la unión de los cationes bivalentes de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) con las partículas de arcilla y el carbono orgánico del suelo. Los carbonatos de Ca^{2+} y Mg^{2+} precipitan en forma de carbonatos secundarios y unen partículas primarias del suelo. Sin embargo, el calcio es más efectivo que el magnesio para mejorar la estructura del suelo, pues este último puede aumentar la dispersión de las arcillas. El calcio puede inhibir la dispersión de las arcillas y la ruptura asociada de agregados sustituyendo al sodio y al magnesio en los agregados, aumentando su estabilidad (Bronick & Lal, 2005). La interacción entre compuestos de aluminio y hierro con arcillas promueve la agregación y la estabilidad de los agregados. Los agregados que contienen iones de aluminio (Al^{3+}) o hierro (Fe^{3+}) y arcillas con elevada capacidad de intercambio catiónico tienden a aumentar la incorporación de carbono orgánico en el suelo (Bronick & Lal, 2005). El sodio es un agente dispersivo cuya acción resulta directamente en la ruptura de agregados, ya que contribuye a la repelencia de cargas que dispersa las partículas arcillosas (Bronick & Lal, 2005). El efecto de los carbonatos en la estructura está influenciado por el carbono orgánico del suelo: aumentos en el carbono orgánico resultan en una mayor disolución y reprecipitación de carbonatos en el suelo. Una elevada concentración de carbonatos aumenta la protección del carbono orgánico, aunque su efecto sobre la estabilidad de los agregados puede depender del tamaño de las partículas: pueden aumentar la estabilidad de macroagregados, pero disminuir la de los microagregados (Bronick & Lal, 2005). La actividad de la fauna del suelo también es importante en la formación de complejos organo-minerales y en la agregación. Por

ejemplo, la ingestión de suelo por parte de lombrices puede romper físicamente los agregados, pero los procesos bioquímicos aumentan su estabilización. En general, los macro-organismos del suelo mejoran la aireación, la porosidad, la infiltración, la estabilidad de los agregados, la mezcla de los restos vegetales, la estabilización de carbono y nitrógeno, la disponibilidad de nutrientes y la movilidad de elementos metálicos (Bronick & Lal, 2005). Las prácticas de manejo pueden modificar significativamente la estructura del suelo. Por ejemplo, la formación de compuestos de aluminio y calcio que aumentan la agregación puede ser favorecida por la aplicación de fertilizantes fosfatados, mientras que la fertilización nitrogenada puede aumentar la dispersión de las arcillas coloidales (Haynes & Naidu, 1998). La aplicación de estiércol orgánico aumenta el contenido en materia orgánica del suelo, lo que resulta en una mayor capacidad de retención de agua, porosidad, infiltración, conductividad hidráulica y agregación estable en agua, y disminuye la densidad aparente y la formación de costras superficiales; sin embargo, grandes aplicaciones de estiércol pueden aumentar la dispersión por acumulación de potasio (K^+), sodio (Na^+) y amonio (NH_4^+) (Haynes & Naidu, 1998).

2.4.2. CONTROL DE LOS RECURSOS DE AGUA.

El mantenimiento de la calidad del agua es uno de los más importantes servicios ecosistémicos reguladores. Las praderas permanentes son ecosistemas muy relacionados con el agua y afectan en gran medida a la calidad del agua, sus ciclos y su equilibrio (Jankowska-Huflejt, 2006). La importancia del agua, tanto ecológica como económica, no depende de la cantidad absoluta de agua en un área determinada, si no de su tiempo de permanencia en el ecosistema, que a su vez depende del grado de cubierta vegetal y del tiempo que tarda en llegar el agua de las precipitaciones a los ríos (Jankowska-Huflejt, 2006). La transmisión de nutrientes minerales y sustancias tóxicas al agua subterránea depende de la infiltración, la escorrentía superficial y la erosión acuática y eólica. La degradación de la vegetación disminuye la capacidad de retención de agua y aumenta la erosión. La erosión, además de afectar negativamente a la fertilidad del suelo, es la principal causa de la contaminación de aguas superficiales (Jankowska-Huflejt, 2006). Una buena cubierta vegetal mitiga la erosión y, por tanto, reduce la transmisión de nutrientes a los canales acuáticos. De esta manera, la

intensidad de la siega y el pastoreo afectan de manera clave a la calidad del agua superficial (Sollenberger, *et al.*, 2019). En general, los ecosistemas de pradera tienen efectos más positivos en la calidad del agua que los cultivos: con una gestión que incluye siega moderada y poco o nulo aporte de fertilizante, las pérdidas de nitrógeno por lixiviación son mínimas. En el caso de praderas pastadas, el factor principal que influye en la filtración de nitrógeno no es la fertilización, sino la carga ganadera, ya que la presencia de ganado es el principal parámetro en el control de la capacidad de infiltración en praderas. El pastoreo moderado tiene efectos mucho más beneficiosos en la capacidad de infiltración que el pastoreo intensivo o la ausencia del mismo (Benoit & Simon, 2004). Varios estudios han demostrado que un manejo que alterna siega y pastoreo es más beneficioso que un manejo en el que se utilice solamente una de estas prácticas, ya que en el primero se producen menos pérdidas de nitrógeno por lixiviación (Jankowska-Huflejt, 2006). Los prados de siega pueden extraer hasta el 97% de los nitratos del agua a través de los sistemas radiculares de las plantas (Jankowska-Huflejt, 2006). El elevado contenido en materia orgánica de las praderas también ejerce su función en la gestión del agua. La materia orgánica retiene más agua que la materia mineral, mejora la estructura del suelo y aumenta el tamaño de los poros que determinan la disponibilidad de agua para las plantas, al mismo tiempo que las condiciones higrótérmicas del suelo (los flujos de calor y humedad) favorecen la actividad de microorganismos y fauna del suelo (Jankowska-Huflejt, 2006). Por otro lado, es importante el papel de las praderas como medida de control contra inundaciones. Las praderas permanentes cubiertas de vegetación densa se utilizan para controlar inundaciones porque permiten cortar el flujo de agua de manera efectiva y retener agua periódicamente. De esta manera, las praderas pueden ayudar a controlar los flujos de agua en épocas de elevadas precipitaciones (Jankowska-Huflejt, 2006).

2.4.3. USO EFICIENTE DE LOS NUTRIENTES.

En las praderas, las interacciones entre el suelo y la vegetación conducen a una fuerte asociación entre los principales elementos: carbono, nitrógeno, fósforo y azufre. Esta asociación tiene lugar por un lado en las plantas, donde el nitrógeno y el fósforo están asociados con el carbono en procesos de crecimiento, y por otro lado en el suelo, a través de las dinámicas de la materia orgánica y la capacidad de los microorganismos de recapturar y

reciclar nitrógeno y fósforo a través del equilibrio mineralización-inmovilización (Soussana & Lemaire, 2014). La mineralización es el proceso por el cual la materia orgánica es consumida por los microorganismos descomponedores (bacterias y hongos), que transforman el nitrógeno y otros elementos contenidos en los compuestos orgánicos en formas inorgánicas o minerales; la inmovilización es el proceso por el cual esos mismos microorganismos captan y asimilan nitrógeno para su crecimiento y reproducción. Siempre que existe mineralización, la inmovilización ocurre en sentido contrario (Smith & Smith, 2009). La tasa de mineralización neta es la diferencia entre mineralización e inmovilización, e indica la liberación real de nutrientes al suelo durante el proceso de descomposición (Smith & Smith, 2009). Estas asociaciones entre los procesos del carbono y el nitrógeno contribuyen al almacenamiento de carbono en praderas y a reducir las emisiones netas de nitrógeno reactivo a la atmósfera y la (Soussana & Lemaire, 2014). La fijación biológica de nitrógeno por parte de las leguminosas también ayuda a disminuir las pérdidas de nitrógeno (Soussana & Lemaire, 2014). La gestión de los prados tiene una fuerte influencia en los ciclos del carbono y el nitrógeno. Tanto la siega como el pastoreo tienen efectos sobre el acoplamiento de estos ciclos (Soussana & Lemaire, 2014). La siega exporta nutrientes sin retorno, lo cual reduce progresivamente el contenido de carbono, además de otros nutrientes, en el suelo. El ganado consume típicamente las porciones más ricas en nitrógeno de las plantas. Del nitrógeno consumido, solamente alrededor del 20-30% permanece ligado al carbono al ser eliminado en deposiciones sólidas, mientras que el resto se excreta en forma de orina (Soussana & Lemaire, 2014). Parte del carbono consumido por los animales es exportado en forma de productos animales (carne, leche, etc) y parte se pierde a la atmósfera en forma de dióxido de carbono en la respiración, y de metano como producto de la digestión (Soussana & Lemaire, 2014). Cuanto más se intensifica el manejo de los prados, más se separan los ciclos de los elementos: la intensificación de la siega y el pastoreo aumentan la producción animal y reduce el almacenamiento de carbono (exporta carbono), y aumenta las emisiones de metano y óxido nitroso y la lixiviación de nitrógeno (pérdida de carbono y nitrógeno); la aplicación de fertilizantes nitrogenados y fosfatados aumenta la producción primaria y la producción animal (exporta carbono) y reduce la respiración del suelo (Soussana & Lemaire, 2014). Por otro lado, la intensificación de la fertilización con nitrógeno reduce la abundancia de leguminosas y, por tanto, su contribución a la fijación biológica del nitrógeno, y disminuye la dominancia de plantas

tolerantes al estrés por nutrientes, lo cual reduce la relación C:N en la materia vegetal y conduce a una menor inmovilización del nitrógeno durante la descomposición (Soussana & Lemaire, 2014).

2.4.4. ATENUACIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.

Las praderas son sistemas que emiten gases de efecto invernadero (CO_2 , N_2O , CH_4). Se emite dióxido de carbono con el uso de energía de las explotaciones y con el uso de fertilizantes y pesticidas, así como en la respiración de los animales y sus deposiciones; el metano se libera principalmente a causa de la digestión de los animales, con lo cual el valor nutritivo del pasto y su digestibilidad podrían potencialmente influir en estas emisiones (Sollenberger, *et al.*, 2019); las emisiones de óxido nitroso proceden de los excrementos de los animales y de la aplicación de fertilizantes, y suelen producirse en picos inmediatamente después de la aplicación (Soussana, *et al.*, 2010), a pesar de lo cual tienen un fuerte impacto en las emisiones anuales (Hörtnagl, *et al.*, 2018). Estos procesos hacen que las praderas tengan el potencial de convertirse en fuentes netas de emisión de estos gases hacia la atmósfera (Sollenberger, *et al.*, 2019). El metano tiene un potencial de calentamiento global 23 veces mayor que el dióxido de carbono, en un horizonte de 100 años, y el óxido nitroso tiene un potencial hasta 300 veces mayor que el dióxido de carbono (Soussana, *et al.*, 2004). Sin embargo, las praderas pueden “secuestrar” carbono atmosférico, almacenándolo en el suelo por diferentes períodos de tiempo y funcionando como sumideros netos de carbono, lo cual puede contrarrestar las emisiones de metano y óxido nitroso, en términos de equivalentes de carbono (Hörtnagl, *et al.*, 2018; Soussana, *et al.*, 2004). El secuestro de carbono es el mecanismo responsable de la mayor parte de la atenuación de los gases de efecto invernadero en el sector agro-ganadero (Soussana, *et al.*, 2010). Por ejemplo, se ha estimado que, a escala mundial, los pastos permanentes podrían contrarrestar hasta el 4% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (Soussana, *et al.*, 2010). Ciertas prácticas de manejo son beneficiosas para reducir las pérdidas y aumentar el secuestro de carbono, como evitar que las praderas se conviertan en campos de cultivo, promover el establecimiento de praderas permanentes en lugar de temporales, utilizar un pastoreo moderado o aumentar la proporción de leguminosas en praderas de gramíneas (Soussana,

et al., 2010; Sollenberger, *et al.*, 2019). Por otra parte, hay que tener en cuenta que el proceso de secuestro de carbono es reversible y el carbono puede perderse rápidamente a consecuencia de perturbaciones, degradación de la vegetación, fuego, erosión, escasez de nutrientes y déficit hídrico (Soussana & Lemaire, 2014)

2.4.5. REFUGIO DE ORGANISMOS DEL SUELO E INSECTOS.

Los suelos de praderas suelen tener restos vegetales en la superficie y, consecuentemente, buenas reservas de materia orgánica, además de grandes cantidades de nitrógeno y carbono, lo que produce un ambiente que sostiene una abundante y diversa comunidad animal y microbiana (Bardgett & Cook, 1998). La mayoría de los grupos faunísticos del suelo ocupan todos los niveles de las cadenas tróficas subterráneas (Bardgett & Cook, 1998). Los organismos más abundantes, tanto en especies como en biomasa, son anélidos (lombrices), nematodos (gusanos cilíndricos) y microartrópodos (principalmente, colémbolos y ácaros) (Bardgett & Cook, 1998). Las lombrices representan la mayor cantidad de biomasa en la fauna del suelo de las praderas templadas (hasta un 70-80%) (Bardgett & Cook, 1998) y ejercen efectos positivos en la estructura del suelo (Bronick & Lal, 2005). Las lombrices se ven favorecidas por los suelos arenosos, ya que las partículas de arena favorecen el desmenuzamiento de la materia orgánica al pasar por el tracto digestivo de los animales (Milcu, *et al.*, 2008). Los microartrópodos son los grupos de fauna no-acuática más abundante en los suelos de la mayoría de ecosistemas, aunque están sujetos a una gran variabilidad espacial y estacional ligada a la humedad del suelo, la temperatura y la disponibilidad de residuos vegetales (Bardgett & Cook, 1998). La mayoría de los microartrópodos de suelos de pradera son micrófagos (se alimentan de la microbiota del suelo, como hongos, bacterias, algas...) o detritívoros, alimentándose de materia orgánica muerta, aunque algunas especies pueden ser predatoras (Bardgett & Cook, 1998). Los nematodos son muy abundantes en suelos de praderas. En praderas templadas, las poblaciones de nematodos están mayormente compuestas de organismos herbívoros y bacteriófagos, con menor proporción de omnívoros y micófagos y predadores en último lugar. Los nematodos interactúan con el resto de la biota en varias cadenas tróficas y a diferentes niveles, interviniendo en flujos de energía y nutrientes (Bardgett & Cook, 1998). El manejo del suelo afecta a las poblaciones de

animales del suelo modificando la cantidad y calidad de los restos vegetales, influyendo en el microhábitat del suelo a través de sus características físicas y químicas (Bardgett & Cook, 1998) y alterando la biodiversidad vegetal (Milcu, *et al.*, 2008). Cambios en la presión del pastoreo pueden modificar substancialmente el medio ambiente de microartrópodos y nemátodos, afectando a su abundancia, diversidad y distribución, por ejemplo, alterando el espacio disponible entre los poros del suelo, característica que controla directamente mucha de la actividad de la microfauna del suelo (Bardgett & Cook, 1998). La aplicación de fertilizantes, tanto orgánicos como inorgánicos, afecta a las poblaciones de microartrópodos y nemátodos. La aplicación de estiércol orgánico aumenta el número de nemátodos debido a una mayor disponibilidad de sustrato, un mayor crecimiento vegetal y unas condiciones del suelo alteradas. Sin embargo, los efectos de fertilizantes orgánicos y minerales son variables (Bardgett & Cook, 1998). La biodiversidad vegetal es también importante para la fauna del suelo. La densidad y biomasa de lombrices en el suelo, así como la actividad de los microorganismos, puede aumentar con la biodiversidad vegetal a causa de un aumento de los recursos asociado a la presencia de leguminosas (Milcu, *et al.*, 2008). La diversidad vegetal puede también aumentar la diversidad de artrópodos indirectamente, por un incremento en la productividad, y permitir la persistencia de especies raras. La riqueza en especies vegetales influye positivamente en la diversidad de los artrópodos herbívoros, parásitos y predadores de los prados (Siemann, *et al.*, 1998).

2.4.6. POLINIZADORES.

En los últimos años se ha hecho evidente un descenso en las poblaciones de insectos polinizadores, tanto domésticos como salvajes, y descensos similares en las especies vegetales que dependen de ellos (Sollenberger, *et al.*, 2019). El 87% de los principales cultivos alimenticios y el 35% de la producción global de alimentos depende de la polinización (Batáry, *et al.*, 2010) y los insectos, especialmente las abejas, son los polinizadores principales de la mayoría de cultivos agrícolas y plantas salvajes (Sollenberger, *et al.*, 2019), proporcionando así estos animales un servicio ecosistémico vital. Las razones del declive de los polinizadores son varias: pérdida y fragmentación de hábitats, intensificación agrícola y pesticidas, aumento de patógenos y especies invasoras entre otras (Ekroos, *et al.*, 2020; Sollenberger, *et al.*, 2019). En este contexto, la función de los prados como hábitats para

polinizadores es extremadamente importante. Los prados con gran riqueza específica y gran cantidad de especies con flores proporcionan mejores oportunidades para los polinizadores, ya que procuran lugares de anidamiento y recursos florales (Ekroos, *et al.*, 2020). Incluso modestas mejoras en la diversidad vegetal de los prados, con leguminosas y especies herbáceas no gramíneas, impulsa la diversidad funcional, riqueza y abundancia de polinizadores, mejorando la polinización y, por tanto, la reproducción vegetal (Sollenberger, *et al.*, 2019). El manejo de las praderas influye en la riqueza de especies y abundancia de polinizadores a través de la siega, el pastoreo y la fertilización (Batáry, *et al.*, 2010; Ekroos, *et al.*, 2020). En general, a mayor intensificación del manejo, mayores son los efectos negativos sobre las poblaciones de insectos polinizadores (Ekroos, *et al.*, 2020). Estos servicios proporcionados por los prados hacen que la conservación de estas praderas semi-naturales a través de una gestión consciente sea uno de los principales objetivos de conservación en Europa (Kahmen & Poschlod, 2008). Los prados de siega están reconocidos en la Directiva Hábitats 92/43 de la Comisión Europea como Hábitat 6510 (Prados de heno de baja y media altitud) y Hábitat 6520 (Prados de heno de montaña) y están clasificados como hábitats vulnerables en la European Red List of Habitats (Janssen, *et al.*, 2016).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. LOCALIZACIÓN

Se seleccionaron diferentes áreas localizadas en varias cadenas montañosas de la Península Ibérica: Picos de Europa, Pirineos (vertiente aragonesa y vertiente francesa) y las sierras de Montesinho-Nogueira y Alvão-Marão en Portugal (Figura 3.1).

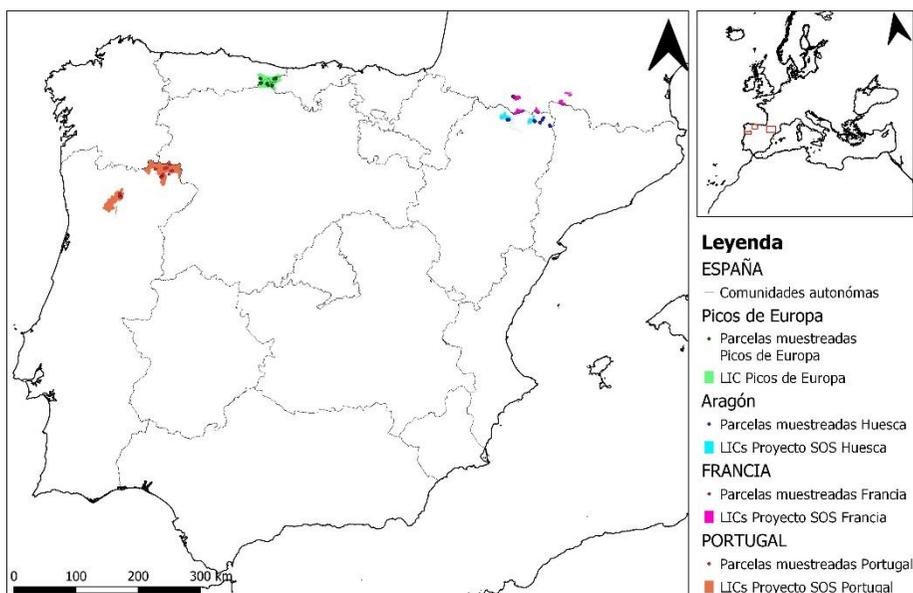


Figura 3.1. Localización de los Lugares de Interés Comunitario (LICs) del proyecto SOS Praderas y ubicaciones de los suelos muestreados.

3.1.1. PICOS DE EUROPA

Los Picos de Europa son una cadena montañosa que forma parte de la Cordillera Cantábrica (Figura 3.1), cuyo origen se encuentra en el choque entre la placa Euroasiática y la microplaca Ibérica durante la orogenia Alpina (Eoceno-Oligoceno, hace 55 millones de años aproximadamente) (Alonso, *et al.*, 2007). En la zona que hoy ocupa el Macizo Central de Picos de Europa se produjo un profundo cabalgamiento que levantó el basamento paleozoico; al este la inclinación del cabalgamiento alpino fue menor, de manera que se generaron relieves más suaves; hacia el oeste, la deformación está dominada

por fallas de desgarre y procesos transpresivos y transtensivos, formándose relieves de cierta entidad (Alonso, *et al.*, 2007). Las estructuras de relieve formadas durante la orogenia Alpina sufrieron una fuerte y rápida erosión, y las formaciones más resistentes, mayormente calizas, formaron los picos y macizos más relevantes de la cordillera, entre ellos los Picos de Europa (Alonso, *et al.*, 2007). Estos procesos determinaron la disposición general del sistema, pero fue el período Cuaternario (últimos dos millones de años), con su alternancia de glaciaciones y períodos interglaciares, el que proporcionó a Picos de Europa su modelado final (Marquínez & Agradados, 2000). En la última glaciación, el hielo se acumuló en circos glaciares, llegando a 300 m en las zonas más profundas de las depresiones de los circos y cubetas glaciares. A día de hoy quedan solamente pequeños restos de estos hielos que cubrían las altas cumbre de Picos de Europa en el Macizo Central (Marquínez & Agradados, 2000).

El sistema fluvial y la naturaleza kárstica del sistema han tenido también una gran influencia en la formación del relieve de los Picos. La caliza dominante es una roca soluble, susceptible a la disolución a causa de las lluvias meteóricas y su torrencialidad asociada, tanto en superficie como en el interior del macizo rocoso. El fenómeno de karstificación presenta en Picos de Europa una importancia difícil de igualar en el mundo, como atestiguan las simas verticales, que están entre las más profundas de la Tierra (Marquínez & Agradados, 2000).

Picos de Europa fue el primer parque nacional declarado en España en 1918, aunque en un principio recibió el nombre de Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. Su excepcional paisaje se debe al modelado glacial, fluvial y kárstico en un ambiente de alta montaña, envuelto en la influencia de un clima Atlántico (Rivas-Martínez, *et al.*, 1987). La zona más elevada de Picos de Europa supera los 1800 o 1900 m de altitud y está dominada por picachos en forma de torres o crestones que emergen de una plataforma caliza llena de hoyos, grietas y lapiaces, superando las torres, agujas, peñas o picos los 2500 m en muchos casos (Marquínez & Agradados, 2000). En torno a esta zona central, al norte existe una zona de pendientes mucho menos acusadas y aparecen praderas, bosquetes y algunos lagos. Sin embargo, hacia el sur, en los valles de Sajambre y Valdeón en León, así como en Liébana en Cantabria, los picos descienden directamente sobre los valles en una ladera que supera muchas veces los 1500 m de desnivel (Marquínez & Agradados, 2000).

Desde un punto de vista geológico, la caliza es dominante en los macizos; en el valle de Valdeón y la parte alta de Liébana y Sajambre son abundantes los materiales siliciclásticos (areniscas, pizarras y conglomerados),

mientras en la parte baja de Sajambre, coexisten los materiales siliciclásticos y carbonatados (Aguiar & Vila-Viçosa, 2017). Las rocas más antiguas de Picos de Europa (calizas y rocas dolomíticas pertenecientes al Cámbrico inferior) aparecen en los alrededores de Sotres (Marquínez & Adrados, 2000).

Los Picos de Europa representan la mayor formación caliza de la Europa Atlántica, con simas que alcanzan hasta los 1000 m de profundidad y lagos y erosión de origen glacial (Aguiar, *et al.*, 2018). Los suelos de Picos de Europa han sido clasificados como *Cryorthents* y *Eutrochrepts* (Soil Survey Staff, 2014).

La toma de muestras tuvo lugar en junio-julio de 2017 en 25 parcelas distribuidas en 5 zonas diferentes de Picos de Europa: Angón y Sotres en Asturias, Soto de Sajambre y Valdeón en Castilla y León, y Liébana en Cantabria (Figura 3.2). Todos los prados pertenecen a la Red Natura 2000 y forman parte del paisaje típico de Picos de Europa.

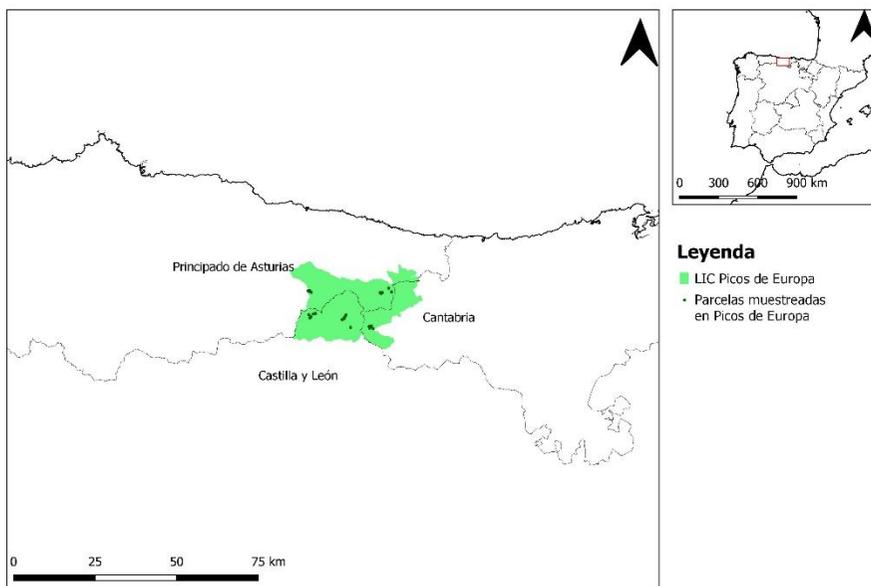


Figura 3.2. Localización del LIC de Picos de Europa y ubicación de los suelos muestreados en Asturias, Cantabria y Castilla y León.

El principal factor para la selección de los prados fue el hecho de que todos ellos son segados en verano y están sujetos a un manejo extensivo tradicional. Cada prado seleccionado constituyó una parcela de estudio y de cada parcela se tomó una muestra de suelo representativa de la misma compuesta por la mezcla in situ de 5 submuestras tomadas al azar con la ayuda de una sonda holandesa, evitando los límites de la parcela, a 0-20 cm de

profundidad. Los prados de menor extensión se encontraron en Valdeón, con una superficie media de 0,06 ha por prado, mientras los de mayor extensión se encontraron en Liébana, con una superficie media de 0,35 ha. En el resto de localizaciones, los prados tuvieron un tamaño más similar, alrededor de 0,25 ha cada uno. La altitud osciló entre 710 m y 1270 m. Los prados de mayor altitud y mayor pendiente (14% de media) se encontraron en el área de Sotres-Pandébano, mientras que los prados más bajos y menos inclinados (3% de media) se encuentran en Angón. La temperatura media anual fue de 12°C y la precipitación media anual de 1700 mm en las zonas más altas; en las zonas más bajas, las medias fueron de 13°C y 800 mm respectivamente.

3.1.2. PIRINEOS

Pirineos es una cordillera de doble vergencia situada en la frontera entre Francia y España (Figura 3.1). Las dos vergencias están separadas por la falla norpirenaica. El Pirineo se divide en zona Norpirenaica, zona Surpirenaica y zona Axial. La zona Norpirenaica presenta estructuras alpinas vergentes al norte y la zona Surpirenaica presenta estructuras vergentes al sur, y en ambas aparecen rocas procedentes de la edad Mesozoico-Terciaria. En la zona Axial aparecen principalmente rocas paleozoicas deformadas formando el eje de la cordillera Pirenaica, existiendo por un lado estructuras hercínicas y por otro lado estructuras alpinas, principalmente cabalgamientos, que también vergen al sur (Sansegundo, 1991). El levantamiento de la cordillera en sí ocurre al principio del plegamiento Alpino, formando parte de ese grupo de montañas constituido por las Montañas Rocosas, los Andes, los Alpes, el Himalaya y las montañas del sudeste asiático (Badía & Fillat, 2008). El levantamiento del Pirineo fue la consecuencia del choque entre la placa africana y la placa euroasiática. El momento culminante tiene lugar en el Terciario (hace 35 millones de años), cuando desaparece el surco oceánico que se había formado previamente a consecuencia de la rotura de Pangea en la zona de lo que hoy es el Golfo de Vizcaya, y se convierte en cadena montañosa, emergiendo el Pirineo (Badía & Fillat, 2008).

Los materiales más antiguos que aparecen en la zona Axial proceden del Precámbrico (hace más de 550 millones de años) y dominan en la parte oriental del Pirineo. El Devónico es el período mejor representado en la zona Axial y presenta calizas y pizarras, siendo frecuentes en la mitad superior de la serie las rocas siliciclásticas (Sansegundo, 1991).

3.1.2.1. PIRINEO ARAGONÉS

En el Pirineo Aragonés es muy aparente la delimitación de los valles por parte de las sierras, lo que se utilizó en su momento para la delimitación del Pirineo en Sierras Interiores y Sierras Exteriores, con los valles entre ambos

conjuntos constituyendo la Depresión Media. Más allá de las Sierras Exteriores empieza la caída hacia el Ebro. Las verdaderas montañas de la zona occidental son principalmente Sierras Interiores, mientras que en la zona oriental pertenecen al Pirineo Axial. De todas formas, este esquema solamente es válido para el Pirineo Aragonés, ya que se complica tanto hacia el oeste (cuenca de Pamplona), como hacia el este, hacia el Pirineo Catalán (Badía & Fillat, 2008).

La litología del Pirineo se puede simplificar en tres tipos de materiales: silíceo ácido (granitos, dioritas, pizarras, cuarcitas) dominante en el Pirineo Axial, silíceo básico (basaltos) en la Garrotxa y calizo en las Sierras Interiores, Exteriores y en la Depresión Media (Badía & Fillat, 2008). Los suelos suelen ser poco evolucionados o con desarrollo intermedio, debido a la inestabilidad de las superficies y a las condiciones térmicas. Casi todos los tipos de suelos definidos en el Soil Taxonomy System (2014) están representados en Pirineos, siendo los que mayor extensión ocupan los Inceptisoles (Badía & Fillat, 2008).

En la zona de Tendeñera, materiales graníticos y metamórficos silíceos del Pirineo Axial predominan en la parte septentrional, mientras en la parte meridional, la sierra de Tendeñera concentra materiales carbonatados, destacando el macizo de Tendeñera con importantes paredones calcáreos. Las laderas aparecen modeladas por procesos relacionados con movimientos en masa (coladas-flujos, deslizamientos, desprendimientos rocosos) (Aguar, *et al.*, 2018). Existen en los Pirineos numerosos ejemplos de morfología glaciar, periglaciar y nival, como morrenas, circos glaciares, cubetas, etc. Son llamativos los conjuntos de morrenas laterales del Valle de Broto, Valle de Gistaín, Valle de Benasque y la zona de pastos de Castanesa, y el Valle de Arán es todo él un conjunto glaciar (Badía & Fillat, 2008). En el Valle de Gistaín (Chistau en aragonés) hay un núcleo granítico y una orla metamórfica al norte y caliza mesozoica al sur, en las Sierras Interiores, apareciendo grandes cortados en los fondos de valle (Aguar, *et al.*, 2018). Los macizos de Posets y de Maladeta son dos de los núcleos montañosos más elevados del Pirineo e incluyen las dos cumbres de mayor altura de toda la cordillera Pirenaica, el Aneto (3404 m) y el Posets (3375 m). Junto a estos, existen otras montañas afectadas por la acción glaciar, con abundantes lagos de alta montaña ("ibones" en el Pirineo aragonés) y 11 glaciares con un total de 329 ha, así como fenómenos kársticos (Aguar, *et al.*, 2018).

El clima de la región pirenaica presenta multitud de variaciones debidas a las particularidades del relieve y a la variedad de exposiciones. La mayoría de las precipitaciones que llegan al Pirineo proceden de la circulación zonal del oeste, produciéndose un fuerte gradiente desde el Cantábrico (>2000 mm anuales) hasta el Ebro (<400 mm anuales). Existe además otro gradiente de oeste a este hacia el Pirineo Central, de forma que disminuyen las precipitaciones hasta ser mínimas en las cercanías de Andorra (Badía &

Fillat, 2008). En esta parte del Pirineo Central la distribución de lluvias tiene su máximo en verano, al igual que la mayoría de países centroeuropeos alejados del Atlántico; el Pre-Pirineo también muestra influencia continental, aunque no tan acusada, con máximos de lluvia en primavera; la influencia del Mediterráneo se identifica con máximos de pluviosidad en otoño, mientras que los máximos en invierno se corresponden con la influencia atlántica (Badía & Fillat, 2008). Además de estas influencias climáticas, las precipitaciones aumentan con la altitud, pudiendo superar los 2000 mm anuales en las vertientes más expuestas (Cuadrat, *et al.*, 2014). Las temperaturas medias anuales pueden ir desde los 9°C del Pre-Pirineo hasta los 3°C de las altas cumbres, aunque hay que tener en cuenta las diferentes exposiciones de los valles (Cuadrat, *et al.*, 2014).

La toma de muestras se llevó a cabo en septiembre-octubre de 2017. Cincuenta parcelas fueron seleccionadas en la zona del Pirineo Aragonés, en 8 localizaciones diferentes (Figura 3.3): 18 parcelas en San Juan de Plan; 6 parcelas en Benasque, Sesué y Castanesa; 5 parcelas en Linás de Broto y Fonchanina, y 2 parcelas en Fragén y en Anciles. Estas parcelas incluyen prados de ladera, así como prados a pie de ladera y en fondo de valle y están repartidas entre 5 espacios protegidos por la Red Natura 2000 (Lugares de Interés Comunitario o LICs): Tendeñera, Río Ara, Chistau, Posets-Maladeta y Río Ésera.

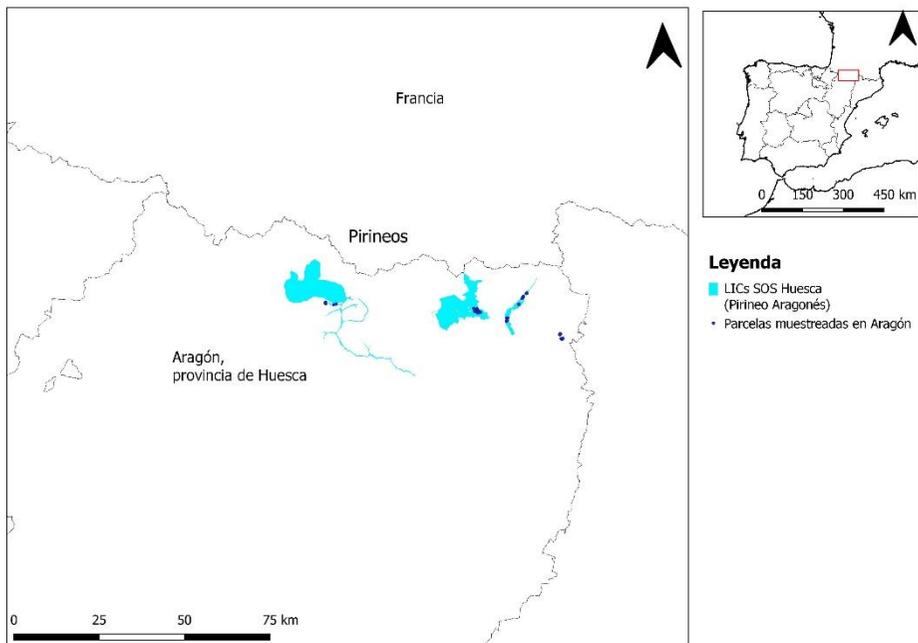


Figura 3.3. Localización de los LICs del Pirineo Aragonés y ubicación de los suelos muestreados.

La altitud mínima fue de 953 m en una parcela de Sesué, mientras que la altitud máxima fue de 1626 m en San Juan de Plan. La pendiente varió entre 0% en dos parcelas de Benasque hasta el 52% en una parcela de San Juan de Plan. Todas las zonas incluyeron parcelas con diferentes pendientes. Las precipitaciones medias anuales oscilaron entre 1035 mm y 1317 mm y la temperatura media anual estuvo entre 6 y 10°C.

3.1.2.2. PIRINEO FRANCÉS

Las parcelas en las que se realizaron los análisis de suelo pertenecen todas a un mismo Lugar de Interés Comunitario: **Lac Bleu- Léviste**. El sitio se localiza al suroeste de la falla nor-pirenaica y al norte de la falla del Tourmalet y es parte de la Zona Axial (Figura 3.4). Está construido en torno a una cresta de orientación noroeste-sureste y su altitud va desde 800 m a más de 2600 m. Es significativa la presencia de crestas secundarias perpendiculares a la cumbre central. La mayoría de las rocas proceden del Devónico, con intercalaciones calcáreas en forma de pliegues, escamas y cabalgamientos orientados al norte. Al nordeste aparecen rocas magmáticas y metamórficas (Dôme du Chiroulet). Aparecen también señales de las glaciaciones del Cuaternario en forma de morrenas (Aguiar, *et al.*, 2018).

El clima es montano, con precipitaciones medias anuales que alcanzan los 1200-1300 mm, con los meses secos de junio a septiembre. Entre octubre y mayo son frecuentes las precipitaciones en forma de nieve. Existe una influencia mediterránea, atenuada, que se evidencia en precipitaciones significativas en forma de tormentas al final del verano y principios de otoño. Las temperaturas pueden variar de 2,5°C en enero hasta 15°C en julio (Aguiar, *et al.*, 2018).

La toma de muestras se realizó entre finales de octubre y principios de noviembre de 2017. Se seleccionaron para los análisis edáficos 18 parcelas en la zona de Ortiac y Villelongue. Se encuentran en un rango de altitud entre un mínimo de 648 m en Ortiac y un máximo de 1152 m en Herou. Las mayores pendientes aparecieron en la zona de Ortiac y las mayores variaciones en la pendiente de los prados se encuentran en las parcelas de Prade, cuyos prados variaron entre un 0% y un 60%.

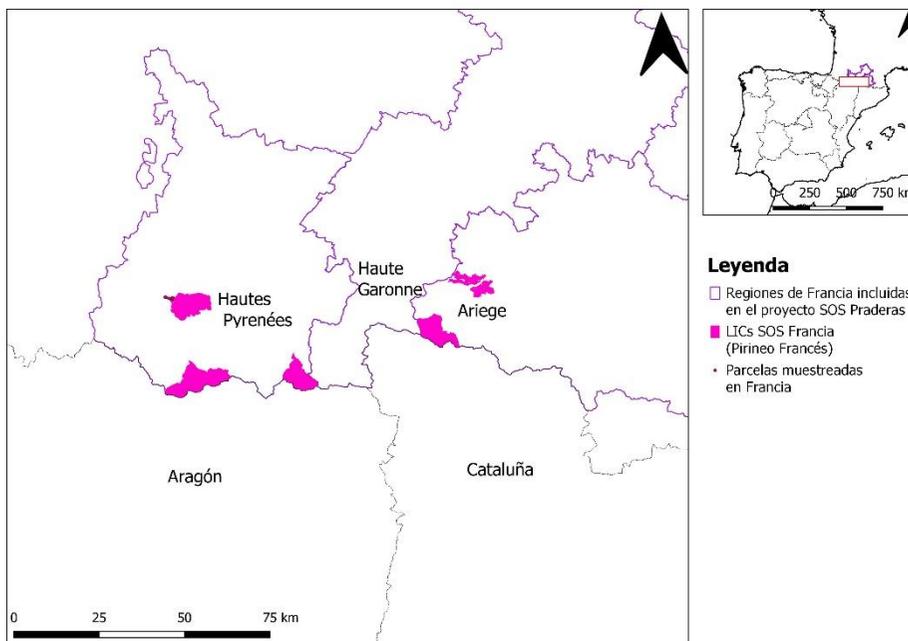


Figura 3.4. Localización de los LICs del Pirineo Francés y ubicación de los suelos muestreados.

3.1.3. PORTUGAL

Toda el área norte de Portugal está integrada dentro del Macizo Hespérico o Macizo Ibérico. Es un área extensa formada por rocas consolidadas durante la orogenia Hercínica. Esto implica que, a excepción de las rocas básicas pertenecientes a los macizos de Vinhais y Bragança, la litología es poco variada, dominada por esquistos, granitos y grauvacas (rocas formadas por los materiales resultantes de la disgregación del granito) (Araújo & Pérez, 2014).

El elemento morfológico principal del Macizo Hespérico son las superficies de erosión. Estas superficies están interrumpidas por otros tres tipos morfológicos: grandes bloques montañosos que definen las cordilleras más importantes, resaltes de menor elevación que siguen el rumbo de las estructuras hercínicas y los encajamientos de la red fluvial (Martín, 1994). Los grandes accidentes geográficos del macizo son resultado de la superposición de deformaciones alpinas. En el Terciario, las superficies de erosión se fragmentan en bloques que son elevados o hundidos diferencialmente y que dan lugar a las principales masas montañosas y a las depresiones cenozoicas. Otras alineaciones, más suaves, de rumbo hercínico, y orientadas de manera perpendicular respecto a los grandes accidentes geográficos, completan el paisaje de extensas regiones del macizo. Sin embargo, la mayoría de los

grandes desniveles del Macizo Hespérico están originados por la erosión fluvial. El encajamiento afecta sobre todo a los sectores más occidentales, ya que la acción erosiva avanza desde el borde atlántico (Martín, 1994).

Las zonas incluidas en el estudio pertenecen a la antigua región de Tras-os-Montes. Una de las principales características geológicas de este territorio es su zonalidad en cuanto a la paleogeografía, estilo estructural, magmatismo y metamorfismo. La litología está dominada principalmente por esquistos y en menor medida por granitos. Los esquistos facilitan más la escorrentía y la erosión que los granitos porque son más impermeables al agua (Ribeiro, 1987), particularmente cuando poseen una estratificación horizontal, lo que produce el característico relieve de la zona, dominado por extensas planicies de diferentes altitudes interrumpidas por valles profundos de relieve escarpado. La erosión fluvial vertical es el proceso geomorfológico dominante en Tras-os-Montes. Las clases de suelo predominantes en las zonas de los prados de siega de montaña en Portugal (lameiros) son los cambisoles húmicos y los leptosoles eútricos (Aguiar, *et al.*, 2018).

La altitud media oscila entre 700 m y 800 m. Las mayores elevaciones están en las Sierras de Nogueira (1320 m la Sr^a da Serra) y Montesinho (con 1492 m como máxima altitud en el lado portugués de la frontera). El clima presenta características relativamente atlánticas. Las precipitaciones se sitúan alrededor de los 1200 mm en la región de Porto y van aumentando hacia el interior a medida que las masas de aire húmedo van chocando con relieves más elevados, que provoca la ascensión y condensación del vapor de agua. Esta barrera de condensación está constituida por el cordón montañoso que incluye las Sierras de Alvão y Marão. Hacia el este de esta barrera las precipitaciones bajan considerablemente al entrar en el planalto transmontano, donde la regularidad del terreno facilita una aceleración de los vientos, favoreciendo fenómenos de subsidencia (el aire frío desciende porque aumenta su densidad) (Araújo & Pérez, 2014). Las precipitaciones alcanzan valores máximos de 3500 mm en la Sierra de Geres, se reducen discretamente hacia la zona de Vila Pouca de Aguiar, presentando valores superiores a 1300 mm, y llega al mínimo en el valle del Duero, con valores de precipitación muy bajos, inferiores a 400 mm anuales. Esto es debido a que el valle del Duero se encuentra al abrigo de las influencias marítimas y mucho más expuesto a la influencia continental procedente de la meseta. Así, el Alto Duero constituye una isla de condiciones claramente mediterráneas en un Área en que todo recuerda al Atlántico (Araújo & Pérez, 2014).

Las temperaturas también sufren variaciones bastante rápidas. La continentalidad tiene un efecto poco destacado en invierno, pero es crucial en verano. En los meses de verano, la existencia de una depresión térmica en el interior de la Península, conjuntamente con el Anticiclón de las Azores,

produce una corriente de norte que refresca las áreas litorales, pero tiene una penetración mínima hacia el interior, de modo que las temperaturas aumentan rápidamente en pocos kilómetros hacia el interior (Araújo & Pérez, 2014). Un frente polar, que durante los meses de verano se debilita y se acerca a latitudes superiores a las del norte de Portugal creando una estación seca durante julio y agosto, en el resto de estaciones golpea al norte de Portugal, creando lluvias en otoño y primavera. Durante el invierno, el traslado del frente polar hacia el sur puede originar un período relativamente seco en el norte de Portugal. En el mismo sentido influye la formación de un anticiclón de origen térmico en el interior de la Península y su asociación con otros anticiclones del mismo tipo del centro y este de Europa. Esta situación puede ser responsable de una reducción de las precipitaciones y de la existencia de días secos y bastante fríos (Araújo & Pérez, 2014). En los valles encajados, el enfriamiento nocturno puede dar lugar a nieblas por radiación (enfriamiento del aire justo por encima del suelo), que pueden permanecer durante días, siempre que el anticiclón sea estable (Araújo & Pérez, 2014).

3.1.3.1. Sierra de Nogueira/Montesinho

Se sitúa en pleno Macizo Ibérico, al nordeste de Portugal (Figura 3.5). El relieve del nordeste de Portugal está dominado por una penillanura, que es una prolongación natural de la planicie de Castilla La Vieja. Se trata de una superficie poligénica de aplanamiento (también llamada peneplanicie de la Meseta Norte o Superficie Fundamental), bien conservada en la región de Miranda de Duero, donde el río Duero y sus afluentes portugueses están fuertemente encajados (Pereira, *et al.*, 2003). Al final del Mesozoico, el zócalo hercínico (elevación formada en la orogenia Hercínica a partir de materiales pre-cámbricos) se encontraba arrasado y alterado por las condiciones climáticas tropicales húmedas. Al principio del Cenozoico, con una tectónica compresiva y cambio climático, el paisaje comienza a tomar su configuración actual, en la que, además de estructuras heredadas y relieves residuales, aparecen las estructuras en bloques y los encajes fluviales. La deformación alpina de la región y su levantamiento orogénico durante el Paleoceno-Eoceno resultó de la compresión provocada por la convergencia entre las placas Europea e Ibérica (Pereira, *et al.*, 2003).

La Sierra de Montesinho se encuentra en una de las áreas geológicas más complejas del noroeste peninsular. La geología de la región está dominada por el macizo de Bragança y por toda la compleja imbricación de mantos de corrimiento (cabalgamientos de grandes dimensiones a los que se suelen superponer nuevos plegamientos, para los que es necesaria la existencia de un nivel plástico sobre el que puedan desplazarse), instalados durante la orogenia Hercínica. Se destacan: la secuencia paleozoica sub autóctona del macizo de Bragança, con predominio de lutitas (rocas

sedimentarias clásticas) del Silúrico y del Devónico; una secuencia paleozoica autóctona, compuesta por lutitas y cuarcitas del Ordovícico; las rocas graníticas variscas de Montesinho, Moimenta y Pinheiro Novo; y secuencias del Cenozoico, de carácter aluvial y relacionadas con la tectónica alpina, que registran etapas más recientes de evolución regional (Pereira, *et al.*, 2003). Dicho de otra forma, los tipos litológicos dominantes son esquistos paleozoicos y granitoides variscos, a veces interrumpidos por crestas de cuarcita resistentes a la erosión, que son características importantes del paisaje. Las rocas básicas y ultrabásicas de los Macizos Bragança-Vinhais y de Morais interrumpen un paisaje monótono de rocas silíceas ácidas (Aguar, *et al.*, 2018).

El paisaje geomorfológico está controlado por la diversidad litológica y por la tectónica (Pereira, *et al.*, 2003)). Por un lado, la orientación hercínica domina en la orientación general de los relieves, que se desarrollan principalmente sobre rocas sedimentarias paleozoicas. Los corrimientos asociados al macizo de Bragança tienen importancia en la morfología actual en la medida en que ponen en contacto diferentes litologías, en algunos casos con comportamientos diferentes de cara a la erosión y que por lo tanto influyen en la evolución del paisaje. Los aspectos tectónicos alpinos de mayor importancia se relacionan con el accidente tectónico Bragança-Vilariga-Manteigas, que se corresponde con una desconexión hercínica tardía. Por otro lado, la tectónica alpina también es determinante en el paisaje, condicionando la orientación general de los cursos de agua que cortan las estructuras hercínicas. El importante papel de la tectónica alpina se evidencia también en la aparición de restos de la superficie fundamental a altitudes variables (Pereira, *et al.*, 2003).

La Sierra de Montesinho es una de las principales formaciones graníticas de la zona. Aquí las rocas graníticas aparecen con mayor variedad, destacándose la aparición de “kopjes” (elevaciones aisladas en zonas planas) de varias decenas de metros de altura (Pereira, *et al.*, 2003).

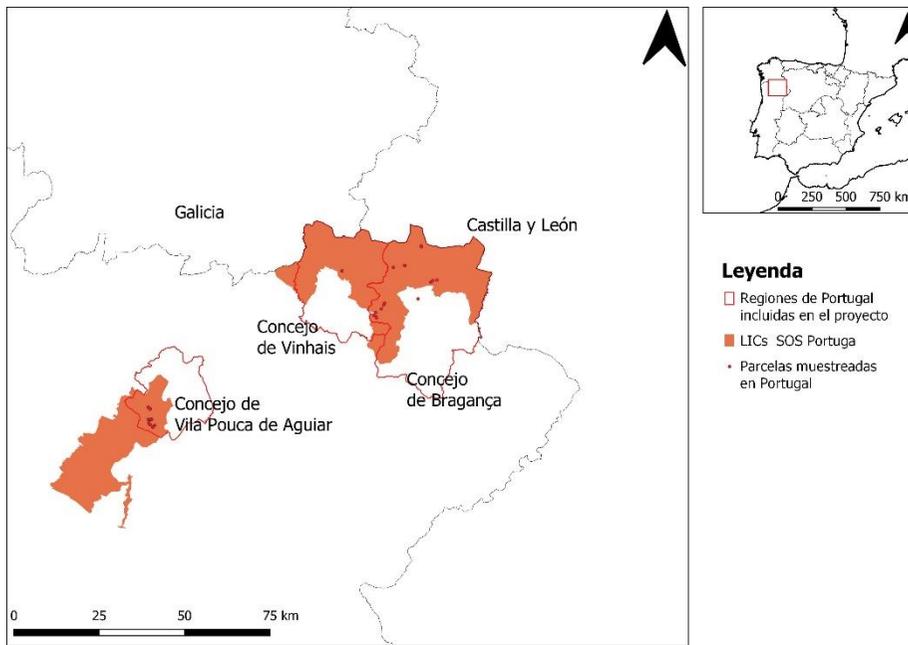


Figura 3.5. Localización de los LICs de Portugal y ubicación de los suelos muestreados.

3.1.3.2. Sierra de Alvão/Marão

La Sierra de Alvão es una cadena montañosa del norte de Portugal, dentro del distrito de Vila Real, que conecta al sur con la Sierra de Marão, marginalmente incluida en el sitio Red Natura 2000 estudiado (Figura 3.5). La Sierra de Alvão se define como una serie de bloques, a menudo separados por fallas, fracturas y desconexiones, condicionadas por el comportamiento de la falla Régua-Chaves-Verín. Esta falla corresponde a una desconexión Hercínica tardía y pertenece al mismo sistema de fractura que el accidente Manteigas-Vilariça-Bragança (Pereira & Martins, 2016). La litología consiste en formaciones metasedimentarias y rocas graníticas. La superficie más elevada de la Sierra de Alvão, que se corresponde con una parte de la meseta, se desarrolla entre 950 m y 1200 m de altitud. En esta meseta resaltan algunos puntos elevados resultantes de formaciones geológicas más resistentes a la erosión. Existe otro nivel más bajo, con altitudes entre 750 m y 800 m, que forma parte de la superficie fundamental. Las dos superficies se ponen en contacto normalmente a través de escarpas de fallas (pequeños desplazamientos de la superficie del suelo donde un lado de la falla ha tenido un desplazamiento vertical respecto al otro) (Pereira & Martins, 2016).

La secuencia latitudinal de sierras a la que pertenecen las sierras de Alvão y Marão representa una división natural que determina el cambio en la identidad paisajística del norte y centro de Portugal y es responsable de una brusca transformación del carácter atlántico del área del Miño hacia la de Trás-os-Montes, reflejando la transición climática resultante del cambio de un dominio de influencia marítima a una influencia continental (Vieira, *et al.*, 2015). Las mesetas de la Sierra de Alvão se sitúan en un nivel supratemplado hiper-húmedo, ocasionalmente hiper-húmedo (Aguar, *et al.*, 2018).

Estas sierras no presentan vestigios claros de glaciación, pero sí indicios morfológicos de la acción del hielo y el frío en el modelado de las vertientes en un ambiente, si no verdaderamente periglacial, al menos crionival. Existen en las sierras de Alvão y Marão formas que se pueden relacionar con un clima glaciar atenuado como la aparición de nichos de nivación (procesos de meteorización y erosión asociados a neveros persistentes) en las zonas de mayor altitud (Vieira, *et al.*, 2015).

La toma de muestras se realizó entre abril, mayo y junio de 2017. De las parcelas muestreadas, 25 se encuentran en el distrito de Vila Real y 19 en el distrito de Bragança. La altitud oscila entre los 617 m y casi mil metros, apareciendo tanto el mínimo como el máximo en Bragança.

3.2. ENTREVISTAS A LOS GANADEROS

3.2.1. PICOS DE EUROPA

Se realizaron una serie de entrevistas a los ganaderos (García & García, 2017) para determinar el tipo de siega (con o sin tractor) y si se realizaban o no labores de fertilización (bien orgánica o inorgánica), entre otros factores, como las fechas de siega y/o pastoreo. En total se entrevistó a 14 ganaderos que manejan los prados objeto del estudio. Solamente 4 de ellos eran los dueños de los prados que utilizaban. Esto obedece a la práctica tradicional de que un mismo ganadero “lleva” o gestiona varios prados, algunos de los cuales habitualmente pertenecen a otros ganaderos, generalmente porque resulta más cómodo a ambas partes (generalmente por cercanía a las explotaciones). De acuerdo con la información obtenida en estas entrevistas, la gestión de estos prados ha permanecido igual durante los últimos 23 años de media.

3.2.2. PIRINEO ARAGONÉS

Las encuestas se realizaron de la misma manera que en Picos de Europa, con la salvedad de que no se diferenció entre siega con tractor o

segadora. Se entrevistó a 21 ganaderos que manejan los prados. De los 50 prados, 13 son utilizados por personas que no son sus propietarios. La mayoría de las parcelas ha sido gestionada de la misma manera durante 30 años o más, habiendo 6 de ellas cuyo manejo cambió hace 15 años y cuatro parcelas cuyo manejo ha cambiado de forma más reciente: las parcelas 43-HU y 44-HU dejaron de segarse en 2013 y las parcelas 45-HU y 48-HU que dejaron de utilizarse como pasto para ovejas en 2003 y 2008 respectivamente.

3.2.3. PIRINEO FRANCÉS

Las encuestas referentes al manejo de los prados no se realizaron de la misma manera en las parcelas del Pirineo Francés que en los Picos de Europa y el Pirineo Aragonés. En el caso de las parcelas de Francia, podemos diferenciar entre parcelas segadas y pastadas, y parcelas solamente pastadas.

3.2.4. PORTUGAL

En el caso de Portugal, no se recopiló ninguna información sobre el manejo de los prados.

3.3. ANÁLISIS EDÁFICO

Tanto los muestreos como los análisis de las muestras de suelo se realizaron de la misma manera en todas las zonas. Tanto el equipo de la Universidad de Oviedo, como los equipos de Aragón, Francia y Portugal, después de llevar a cabo la recogida de las muestras, enviaron todo el material a los laboratorios de la Escuela Politécnica de Mieres, donde se realizaron todos los análisis.

Los muestreos de suelo se llevaron a cabo utilizando una sonda holandesa a 0-20 cm de profundidad. Cada muestra estuvo constituida por 5 sub-muestras tomadas aleatoriamente, siguiendo una trayectoria en zigzag por la parcela. Ninguno de los prados había sido fertilizado antes de la toma de muestras. Ciertos caracteres observables a simple vista, como el color, la compacidad, la pedregosidad, etc. fueron recogidos *in situ*.

Una vez en el laboratorio, las muestras fueron extendidas y se dejaron secar a temperatura ambiente. Después, las muestras fueron desmenuzadas con un rodillo y tamizadas a través de una malla circular de 2 mm. Con el resultante, se realizaron los análisis físicos, químicos e hídricos por duplicado.

3.3.1. DETERMINACIÓN DE pH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

El pH fue medido con un pH-metro de sobremesa en una suspensión suelo: agua de 1:2,5, a partir de 10 g de suelo diluidos en 25 ml de agua desionizada. La suspensión debe ser agitada tres veces, a intervalos de 5 minutos (Thomas, 1996). Hay que tener en cuenta que el pH medido en laboratorio dará valores un poco más elevados que los obtenidos en las mediciones de campo. En condiciones naturales, la actividad microbiana y la respiración radicular producen un aumento de CO₂ y, por lo tanto, de iones H⁺. Durante el proceso de secado de las muestras, la concentración de CO₂ disminuye y con ella la concentración de protones, produciendo un aumento del pH a través del equilibrio



La conductividad eléctrica se midió en el mismo extracto, después de añadir otros 25 ml de agua desionizada (dilución 1:5). Además de la agitación de tres veces cada cinco minutos, en el caso de la conductividad, se centrifugaron las muestras durante cinco minutos a 3000 rpm, para agilizar la sedimentación, ya que la conductividad se mide en el sobrenadante.

3.3.2. MATERIA ORGÁNICA Y CARBONO ORGÁNICO

La materia orgánica se determinó por ignición (Schulte & Hopkins, 1996). Después de desecar los crisoles de ensayo y previo pesado de los mismos, se pesan 10 g de suelo y se introducen en una estufa de circulación de aire forzado a 110°C durante 24 horas. Después se sacan, se ponen en un desecador y cuando se enfrían se vuelven a pesar. Después de esto, las muestras de suelo permanecen en una mufla durante 12 horas a 450°C. Se vuelven a pesar una vez frías. El porcentaje de materia orgánica será:

$$\%MO = [(P_2 - P_3)/(P_2 - P_1)] * 100,$$

P₁= peso del crisol.

P₂= peso de la muestra después de la estufa.

P₃= peso de la muestra después de la mufla.

A partir del resultado de las mediciones de materia orgánica, se obtiene el contenido en carbono orgánico a través de la relación

$$\%CO = \%MO/1,732.$$

3.3.3. NITRÓGENO TOTAL

El nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl (Klute, 1996). En el suelo, el nitrógeno aparece en forma orgánica, amoniacal o nítrica, siendo la primera la más abundante. Este método valora de manera conjunta el nitrógeno orgánico y el amoniacal, sin detectar el nítrico. Sin embargo, debido a que el nitrógeno nítrico suele estar presente en concentraciones muy bajas, a efectos prácticos se considera el nitrógeno detectado por el método Kjeldahl como nitrógeno total. Este método está fundamentado en la reducción de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, mediante una digestión en ebullición con ácido sulfúrico (H_2SO_4) y catalizadores (una mezcla de sulfato de potasio K_2SO_4 y selenio). En 5 ml de ácido sulfúrico concentrado se disuelve 1 g de suelo y 1,5 g de mezcla catalizadora y se introduce en el digestor dos horas y media a $350^\circ C$. Es aconsejable dejar el extracto enfriar a temperatura ambiente antes de filtrarlo. El amonio es retenido como bisulfato de amonio (NH_4HSO_4) y el resultante se analiza mediante colorimetría en espectrofotómetro a 660 nm. Para realizar las lecturas, habrá que añadir a 0,1 ml de muestra, 5 ml de una solución tampón (50 g de tartrato sódico potásico tetrahidratado $C_4H_4KNaO_6 \cdot 4H_2O$, 14 g de fosfato disódico Na_2HPO_4 y 24 g de hidróxido de sodio NaOH para un litro de agua destilada), 4 ml de reactivo de salicilato (150 g de salicilato sódico $C_7H_5NaO_3$ y 0,30 g de nitroprusiato sódico $Na_2Fe(CN)_5NO \cdot 2H_2O$ para 1 L de agua destilada) y 2,5 ml de reactivo de hipoclorito al 5% (5 ml de hipoclorito de sodio en 100 ml de agua destilada).

El resultado de esta medición no sirve para evaluar la fertilidad del suelo, ya que se refiere a un nitrógeno que ha de ser transformado para poder ser utilizado por las plantas, y solo es útil para evaluar el estado de la materia orgánica y la relación C/N.

3.3.4. FÓSFORO ASIMILABLE

El fósforo asimilable por las plantas está en formas iónicas, que, o bien están contenidas en la solución del suelo, o bien retenidas en la superficie de partículas sólidas, como pueden ser arcillas, óxidos de hierro y aluminio o carbonatos. Para la determinación del fósforo disponible, los métodos analíticos utilizan diversos extractantes químicos que pueden tener mayor o menor afinidad con las diferentes formas asimilables del fósforo. En este caso se utilizó el reactivo Mehlich 3 (Mehlich, 1985) y se realizaron las mediciones mediante colorimetría con un espectrofotómetro UV/Vis a 800 nm. Se decidió utilizar este método porque está altamente relacionado con la extracción de fósforo por parte de las plantas y parece el más adecuado para la estimación de este elemento en una amplia gama de suelos.

Para un litro de disolución extractora Mehlich se utilizó: 0,55 g de fluoruro amonio (NH_4F), 0,37 g de AEDT ($\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{N}_2\text{O}_8$), 1,25 ml de ácido nítrico (HNO_3), 20 g de nitrato de amonio (NH_4NO_3) y 12 g de ácido acético (CH_3COOH). Las mediciones se realizaron a partir de extractos conteniendo 2,5 g de suelo y 25 ml de solución extractora, que fueron filtrados después de cinco minutos de agitación. Para la colorimetría las muestras llevarán 2 ml de este extracto, 18 ml de agua destilada y 5 ml de una solución de trabajo con diferentes reactivos (molibdato amónico $\text{NH}_4\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, tartrato de antimonio y potasio $\text{C}_8\text{H}_4\text{K}_2\text{O}_{12}\text{Sb}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, ácido sulfúrico H_2SO_4 y ácido ascórbico $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$).

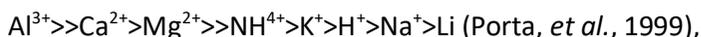
Una vez determinada la curva de absorbancia, la fórmula para calcular el fósforo asimilable por las plantas es la siguiente:

$$P \text{ mgkg}^{-1} = [A_m / b_{\text{media}} (\mu\text{gml}^{-1}) * (25 \text{ ml}/2) * 25 \text{ ml}^*] / 2,5 \text{ g},$$

siendo A_m el valor de la absorbancia de la muestra, b_{media} la pendiente media de la recta de calibración, calculada a partir de $\sum b_i / n$, y n el número de patrones.

3.3.5. CATIONES INTERCAMBIABLES Y CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO EFECTIVA (CICE)

Los cationes intercambiables son aquellos que tiene la capacidad de unirse a la superficie de partículas del suelo cargadas con carga negativa. Estos cationes están en un equilibrio dinámico con los cationes de la solución del suelo y el intercambio de cationes entre ésta y las partículas sólidas es continuo. Los cationes tienen diferentes afinidades por los sitios de intercambio. Los cationes intercambiables se hallan en una proporción considerablemente mayor que los cationes en solución y los más frecuentes son menos que diez. La composición del complejo de intercambio se debe a la selectividad en la adsorción de los distintos cationes. No existe una secuencia de adsorción que tenga validez general, aunque a modo de ejemplo:



El distinto comportamiento de los cationes en la doble capa eléctrica difusa se puede explicar atendiendo a su carga y al proceso de deshidratación de los iones en la superficie del cambiador (los iones menos hidratados se adsorben con prioridad a los más hidratados). Los métodos para la determinación de los cationes intercambiables se basan en el desplazamiento de los mismos con una solución extractante. La más utilizada, también en este caso, es el cloruro de amonio (NH_4Cl 1N), para luego medir las concentraciones por espectrofotometría de absorción atómica (Pansu & Gautheyrou, 2007). Se

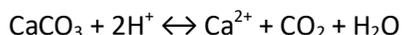
midieron los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ y Al^{3+} (acidez intercambiable). Para la preparación del extracto se utilizaron 5 g de suelo en 25 ml de NH_4Cl , se agitaron las muestras durante 30 minutos y se dejaron reposar una noche antes de añadir otros 75 ml de NH_4Cl , en alícuotas de 25 ml, a través de un papel de filtro, asegurándose de que cada alícuota atraviesa el papel de filtro completamente antes de añadir la siguiente. Las muestras para la medición llevarán 2 ml de este extracto, 2 ml de cloruro lantano (LaCl_3) y 16 ml de agua destilada. Tras la determinación de la curva de absorbancia, la fórmula para calcular las concentraciones en las muestras sería

$$\text{Cación intercambiable (mg kg}^{-1}\text{)} = A_m/b_{\text{media}} \times 200$$

Para ofrecer el resultado en $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$, es necesario tener en cuenta el peso equivalente del catión que es su peso molecular partido por su valencia. La capacidad de intercambio catiónica es la cantidad de cationes adsorbidos que pueden ser intercambiados por unidad de peso del suelo, bajo unas condiciones dadas de temperatura, presión y composición de la fase líquida. En el SI la CIC se expresa en $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$. Hasta hace poco se ha venido utilizando el $\text{meq}/100 \text{ g}$. El valor numérico es el mismo en ambas unidades. La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) se calculó como la suma de los cationes intercambiables más la acidez intercambiable (AI).

3.3.6 CARBONATO CÁLCICO Y CALIZA ACTIVA

Los métodos de cuantificación de carbonatos se fundamentan en el tratamiento de la muestra con un ácido para medir la cantidad de CO_2 liberado en la reacción



En este caso, para determinar el carbonato cálcico equivalente se utilizó ácido clorhídrico (HCl 1N) a 50°C y, una vez frías, se añadió indicador de fenolftaleína. Posteriormente, las muestras fueron valoradas con hidróxido de sodio (NaOH 1N). El carbonato se calcula a partir de la cantidad de base utilizada en la valoración (Taboada & Álvarez, 2008).

La caliza activa corresponde a la fracción de los carbonatos del suelo químicamente activa y de ella depende la actividad de los carbonatos. Para su determinación, se utilizan métodos que intentan reproducir las condiciones del suelo bajo la acción de ácidos débiles, como los producidos en las secreciones de las raíces. En este caso, se utilizó oxalato amónico ($(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0,2 N). Se agitaron 4 g de suelo con 100 ml de oxalato amónico 0,2 N durante 2 horas, luego se centrifugaron y el sobrenadante fue valorado con permanganato potásico (KMnO_4 0,1N). Este método cuantifica la fracción

químicamente activa del carbonato, así como el calcio adsorbido al complejo de cambio y en la solución del suelo.

3.3.7. BORO DISPONIBLE

El boro en solución se encuentra principalmente en forma de ácido bórico (H_3BO_3) en bajas concentraciones. El boro intercambiable se encuentra normalmente en forma de borato insoluble, especialmente de calcio y magnesio. También aparece en forma de complejos de hierro y aluminio poco disponible a pH entre 7,5 y 8,5, dado que los compuestos que forma tienen poca solubilidad a este pH. El método más utilizado para la determinación del boro disponible es el de extracción por agua caliente (Berger & Truog, 1939), aunque adaptado por Mahler *et al.* (1984), ya que esta adaptación hace que no haya pérdida de agua de la muestra y que la fuente de calor sea más uniforme. El agua caliente disuelve la fracción de boro adsorbida a los componentes del suelo. Aunque no tiene una precisión muy elevada, la fracción extraída por este método es suficiente para saber si el suelo es deficiente en boro.

Para la medición se utilizaron 10 g de suelo en 20 ml de agua y se colocaron durante 15 minutos en un baño maría a ebullición. Después de filtrar el extracto, se toman alícuotas de 2 ml y se añaden 4 ml de una disolución tampón y 2 ml de reactivo de color. La disolución tampón es necesaria para mantener el pH cercano a 5 y está compuesta de acetato de amonio (CH_3COONH_4), ácido acético (CH_3COOH), EDTA ($C_{10}H_{16}N_2O_8$), ácido tioglicólico ($HSCH_2COOH$) y agua. El reactivo de color está compuesto de azometina-H y ácido ascórbico ($C_6H_6O_6$) (Shanina, *et al.*, 1967). Manteniendo el pH alrededor de 5, la azometina y el boro en solución forman un complejo estable de color amarillo. El ácido ascórbico hace que el color de la reacción entre la azometina y el boro sea más duradero. Se agitan las muestras y se dejan reposar 45 minutos antes de la lectura por espectrofotometría visible a 430 nm.

3.3.8. TEXTURA

La textura se determinó por el método de la pipeta Robinson, usando como dispersantes hexametafosfato sódico ($NaPO_3$)₆ y Na_2CO_3 (Gee & Bauder, 1996). El método se fundamenta en la Ley de Stokes: partículas de diferentes tamaños sedimentarán a velocidades diferentes en un medio líquido. El primer paso es oxidar la materia orgánica presente en las muestras (20 g de suelo) con H_2O_2 al 6%, añadiendo poco a poco el agua oxigenada y removiendo hasta que dejen de salir burbujas. Una vez hecho esto, se añaden

50 ml de ácido clorhídrico (HCl 1 N) para disolver los compuestos de hierro y aluminio, ya que contribuyen a la agregación. Después se filtra, se añaden 20 ml de dispersante al contenido de la tierra que quedó en los filtros y se agita durante 2 horas a 300 rpm. Después de la agitación, se tamizan las muestras en húmedo a través de una malla de 50 μm . Lo que queda en el tamiz serán las arenas. Se secan en una estufa a 110°C hasta peso constante. La fracción que atravesó el tamiz contiene los limos y las arcillas. Se lleva a un litro, se homogeneiza y se toma una alícuota ($t= 0$) de 20 ml, que contendrá el limo grueso, el limo fino y la arcilla. A los 4 minutos se toma otra alícuota ($t= 1$), que contendrá el limo fino y la arcilla, y a las 8 horas otra, que contendrá solamente arcilla. Las alícuotas se pasan a crisoles y se introducen en la estufa a 110°C hasta peso constante. Los crisoles habrán sido pesados previamente en vacío. Para calcular los porcentajes de cada fracción, habrá que ir restando los pesos de las alícuotas y los crisoles y habrá que multiplicar los pesos obtenidos de limo y arcilla por 50, ya que se refieren a los 20 ml de las alícuotas y deben referirse a 1 L, que es el volumen total.

A partir de las fracciones granulométricas se calcula el índice de erosionabilidad de Bouyoucos (I_B) utilizando la siguiente fórmula:

$$I_B = \frac{\%(\text{arena} + \text{limo})}{\% \text{arcilla}}$$

El suelo será más erosionable para mayores valores de I_B .

3.3.9. DENSIDAD APARENTE

La densidad aparente (D_a) es una medida de la compactación del suelo. Se utiliza para calcular la capacidad de almacenamiento de agua por volumen de suelo y para evaluar la compactación de las capas del suelo, que influye directamente en la capacidad de penetración de las raíces o en problemas de aireación del suelo. La densidad aparente está relacionada directamente con la estructura del suelo y por lo tanto depende de los mismos factores, como la textura del suelo o las partículas de materia orgánica y su agregación. Un suelo suelto con bastantes espacios porosos tendrá un peso por volumen menor antes de ser compactado que después. En general, los suelos porosos y ricos en materia orgánica tienen menores valores de densidad aparente; los suelos arenosos presentan mayor densidad aparente porque tienen menor espacio entre los poros que suelos de textura más fina. Se calcula como el cociente entre el peso seco de una muestra de suelo y su volumen, que incluye tanto el volumen de las partículas de suelo como el volumen de los poros contenidos entre estas partículas (USDA, 2008) y se expresa en g/cm^3 . Para calcular la densidad aparente se utilizó el siguiente método: se llena de suelo un cilindro de 4,8 cm de diámetro y 5,1 cm de altura

y se pesa el suelo después de retirar el cilindro; la densidad aparente se calcula dividiendo el peso del sustrato entre el volumen del cilindro (92,29 cm³).

3.3.10. CAPACIDAD DE CAMPO

La capacidad de campo es el contenido de humedad de un suelo saturado de agua que ha drenado 48 horas perdiendo rápidamente el agua gravitacional. Cuando un suelo alcanza su capacidad de campo, el agua es retenida por fuerzas de capilaridad (agua capilar). La cantidad de agua que un suelo es capaz de retener depende sobre todo de su textura y estructura: los suelos arenosos tienen poros más grandes y el agua drena rápidamente, mientras que los suelos más arcillosos tienen poros más pequeños y pueden albergar mayor cantidad de agua (Smith & Smith, 2009). Los suelos permanecen a su capacidad de campo de manera momentánea, ya que el agua sigue drenando lentamente hacia capas más profundas, a la vez que se evapora en superficie y se elimina por transpiración de las plantas.

Para hallar la capacidad de campo se coloca el sustrato de muestra sobre algodón en un embudo de cristal, sin que el sustrato llegue al borde superior del embudo. Sobre las muestras se vierte agua destilada a intervalos cortos de tiempo, de manera que el agua no llegue a la parte inferior del sustrato. Las muestras se dejan reposar 48 horas tapadas con parafilm en el que se habrán hecho unos agujeros para simular la evaporación directa. Transcurridas las 48 horas, se toma una porción de la muestra, de la parte húmeda del embudo, y se coloca en una cápsula de aluminio pesada previamente. Se pesa el conjunto y se introduce en una estufa a 110°C durante un día. Al día siguiente se pesa una vez a temperatura ambiente. Se calcula la capacidad de campo con la fórmula

$$\%H_2O = [(P_2 - P_3)/(P_3 - P_1)] * 100,$$

siendo P₁ el peso de la cápsula de aluminio vacía, P₂ el peso del sustrato con la cápsula antes del secado, y P₃ el peso del conjunto tras el secado.

3.3.11. PUNTO DE MARCHITEZ PERMANENTE

Se refiere al contenido de agua en el suelo cuando las plantas se marchitan permanentemente. Se alcanza este punto cuando las plantas ya no pueden absorber agua, ya que el agua que queda en el suelo está fuertemente retenida por las partículas del suelo (Smith & Smith, 2009), por lo que las plantas se marchitan de manera irreversible. Así, el punto de marchitez permanente corresponde, cualquiera que sea el suelo, a un potencial capilar

de 16 atm, es decir, tiene un pF = 4,2. El pF se define como el logaritmo de la altura en cm de una columna de agua que es igual a la succión o presión con que la más débil agua es retenida en el suelo (Corey & Klute, 1985).

3.3.12. CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA DISPONIBLE

Se refiere al agua almacenada en el suelo que puede ser absorbida por las raíces de las plantas rápidamente y corresponde al agua útil para las plantas retenida entre la capacidad de campo y el punto de marchitez (Smith & Smith, 2009), es decir, la comprendida entre valores del pF de 4,2 y 2,5. El agua gravitacional también está disponible cuando el flujo pasa las raíces de las plantas, si se mantiene una aireación adecuada. Sin embargo, como el agua gravitacional solo está presente por cortos periodos de tiempo en suelos permeables, no debe ser tenida en cuenta para los cálculos de requerimiento hídrico. Por tanto, la capacidad de retención de agua disponible se calcula como la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente, teniendo en cuenta el espesor del horizonte (Porta, *et al.*, 1999):

$$\text{CRAD} = (\text{CC} - \text{PMP}) \times h$$

donde h es el espesor del horizonte.

3.3.13. SATURACIÓN

La saturación se refiere al contenido de humedad en el suelo cuando toda su superficie de debilidad o poros están llenos de agua. Se expresa en forma de porcentaje en relación con el volumen total de espacio vacío, es decir, es la relación porcentual entre el volumen de agua en el suelo y el volumen total de espacios vacíos, por lo que $0 \leq S \leq 100\%$. El movimiento de más agua fluyendo a través del suelo ya saturado es denominado percolación. El agua de percolación va a enriquecer las aguas subterráneas, llevando consigo los nutrientes disueltos de las capas superiores del suelo.

3.3.14. TASA DE DRENAJE

La tasa o la intensidad de drenaje es el proceso por el cual el agua se mueve a través del perfil del suelo hacia las capas más profundas por unidad de tiempo. Este proceso es más común en zonas húmedas, que debido a este lavado continuo pierden muchas de sus sales solubles y sus iones intercambiables. De esta forma, iones ácidos (hidrógeno) proveniente del ácido carbónico (H_2CO_3) u otros ácidos del suelo reemplazan los cationes

básicos intercambiables. Esta percolación (lavado) origina suelos ácidos en regiones húmedas.

El punto de marchitez permanente, la saturación y la tasa de drenaje fueron calculados a partir de los porcentajes de arena y arcilla utilizando una herramienta online: <http://resources.hwb.wales.gov.uk/VTC/env-sci/module2/soils/soilwatr.htm>

3.4. MATERIA SECA Y ANÁLISIS NUTRICIONAL

Únicamente para las parcelas de Picos de Europa se realizó un análisis nutricional de la biomasa vegetal.

La recogida muestras de material vegetal se llevó a cabo utilizando un cuadrado metálico de área igual a 0,25 m² colocado aleatoriamente sobre la hierba, siguiendo una trayectoria en zigzag por la parcela, y cortando a ras de suelo la parte aérea de la vegetación contenida dentro de los límites del cuadrado. Cada muestra representativa de cada parcela estaba compuesta de tres sub-muestras tomadas al azar dentro de los límites de la parcela, teniendo siempre en cuenta el efecto borde (fenómeno por el cual los bordes entre hábitats adyacentes pueden albergar comunidades de especies diferentes a los hábitats en sí (Smith & Smith, 2009)), por lo que durante el muestreo se evitaron los bordes de las parcelas. Durante la sesión de toma de muestras, éstas se mantuvieron en bolsas cerradas e identificadas con la fecha y el código de la parcela correspondiente.

Después de la recogida, las muestras fueron llevadas al laboratorio, pesadas en fresco y separadas en tres grupos según familia: Gramíneas, Leguminosas y Otras Familias. Debido a la gran cantidad de material vegetal, esta clasificación se hizo a partir de sub-muestras de 200 g y se extrapolaron los resultados a peso total. Después de esto, las muestras se secaron en una estufa de circulación de aire forzado a 70°C hasta peso constante. Luego las muestras se molieron en un molino de rotor ultracentrífugo para obtener un polvo fino, que fue tamizado a través de una malla de 0,5 mm y a partir del cual se llevaron a cabo los análisis por duplicado en cada grupo. La extracción húmeda se realizó usando ácido perclórico y ácido nítrico diluidos posteriormente con HCl 1N. En esta solución se determinaron el Ca, el Mg y el K por absorción atómica. El P se determinó fotométricamente, después de una combustión durante 4 horas en una mufla a 450°C y de la disolución de las cenizas con HCl 6N (Jones, *et al.*, 1991). El nitrógeno total se determinó por el método Kjeldahl (Jones, *et al.*, 1991).

3.5. INVENTARIOS FLORÍSTICOS Y BIODIVERSIDAD

Los inventarios de vegetación se realizaron a partir de un muestreo de la vegetación de los 100 m² centrales de cada parcela, recolectándose a la vez datos de altitud, orientación (mediante GPS), pendiente (con un clinómetro) y altura media y máxima de la vegetación. La cobertura de cada especie fue estimada transformando los índices fito-sociológicos de abundancia-dominancia a porcentajes (+ = 0,1%; 1 = 5%; 2 = 17,5%; 3 = 37,5%; 4 = 62,5%; y 5 = 87,5%), considerando los datos recogidos como el 100% (Van der Maarel, 1979). En el caso de las parcelas de Picos de Europa, estos inventarios fueron realizados por la empresa Taxus.

A partir de los valores obtenidos se calcularon la riqueza de especies (número de especies por inventario), y los índices de biodiversidad de Simpson y Shannon para cada parcela. Estos índices consideran tanto la riqueza específica como la uniformidad de las especies. El índice de Simpson es un índice de dominancia, es decir, da más peso a los taxones comunes o dominantes; según este índice, unos pocos taxones raros, con pocos individuos, no afectan a la biodiversidad. En este caso se ha utilizado el índice recíproco de Simpson, que utiliza la fórmula $D = 1/\sum P_i^2$, donde P_i es la abundancia relativa de un taxón determinado calculada como la abundancia de una especie (n_i) dividida entre el total de individuos (N). El valor mínimo que puede dar este índice es 1, cuando la comunidad solamente presenta una especie. A mayor valor, mayor diversidad. Su valor máximo será el número de especies de la comunidad (Smith & Smith, 2009). El índice de Shannon es un índice de estadísticas de información, es decir, asume que todos los taxones están representados en una muestra de forma aleatoria. El índice de Shannon se calculó siguiendo la fórmula $H = -\sum P_i \ln P_i$. Cuando solamente hay una especie presente $H = 0$ y se alcanzan valores máximos cuando todas las especies aparecen en números iguales, en cuyo caso $H = \ln S$, siendo S el número total de especies (Smith & Smith, 2009).

3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para estudiar las relaciones entre las propiedades del suelo, se realizaron análisis de correlaciones de Pearson de las mismas para las cuatro zonas de estudio. También se analizaron los datos en este sentido para estudiar las relaciones entre las propiedades del suelo y las concentraciones foliares obtenidas en la zona de Picos de Europa. En este caso, para estudiar las relaciones entre las variables edáficas y las concentraciones foliares de los nutrientes en los tres grupos de familias se llevó a cabo un análisis de

componentes principales (PCA) con una matriz de correlación por el método de rotación Varimax. La intercorrelación entre variables edáficas y concentraciones de nutrientes se examinó mediante la matriz de correlaciones de las variables. Las variables que no se correlacionaban con ninguna otra variable (singularidad) o muy correlacionadas con una o más variables (multicolinearidad) fueron eliminadas del PCA. Las variables restantes se redujeron a 6 combinaciones lineares independientes, i.e. los componentes principales (PC) de las variables con eigenvalues mayores que 1, que explicaban de manera acumulativa el 795 de la varianza total.

Para comparar los efectos de los diferentes tipos de manejo, la zona de muestreo y el grupo de especies (este último solamente en el caso de Picos de Europa), se utilizó un test ANOVA (Análisis de la Varianza). El test de Tukey al 95 % de confianza fue aplicado en el caso de aparecer diferencias significativas. El análisis del manejo no se realizó para las parcelas de Portugal ya que, como ya se ha comentado, no se disponía de datos sobre el manejo de los prados.

Para el estudio de la varianza según las prácticas de manejo, las parcelas de Picos de Europa se distribuyeron en 4 grupos:

1. Manejo 1: parcelas donde la siega se realiza con segadora y hay fertilización (6 prados).
2. Manejo 2: parcelas donde la siega se realiza con segadora, pero no hay fertilización (4 prados).
3. Manejo 3: parcelas donde la siega se realiza con tractor y hay fertilización (9 prados).
4. Manejo 4: parcelas donde la siega se realiza con tractor y no hay fertilización.

En el caso de los prados del Pirineo Aragonés, las parcelas se distribuyeron en tres grupos de la siguiente manera:

1. Prados fertilizados con fertilizantes orgánicos (30 parcelas).
2. Prados fertilizados con fertilizantes inorgánicos (4 parcelas).
3. Prados sin fertilizar (16 parcelas)

En el caso del Pirineo Francés no se pudo realizar un test ANOVA, ya que este test requiere al menos de tres clases y solamente tenemos dos tipos de manejo, así que se decidió realizar un T-test de igualdad de varianzas para saber si existen diferencias entre los prados segados y pastados, y los prados solamente pastados. El Grupo 1 contiene los prados segados y pastados, y el Grupo 2 las parcelas solamente pastadas.

También se utilizó el análisis de la varianza para analizar las diferencias en las propiedades de los prados según la localización de los mismos. Para este

análisis, los prados de Picos de Europa se agruparon de acuerdo con su comunidad autónoma de pertenencia:

1. Grupo 1: prados de Asturias.
2. Grupo 2: prados de Castilla y León.
3. Grupo 3: prados de Cantabria.

Para los prados del Pirineo Aragonés, se agruparon los prados según su municipio de pertenencia:

1. Grupo 1: parcelas pertenecientes al municipio de San Juan de Plan.
2. Grupo 2: parcelas de las localidades de Linás de Broto y Fragen, pertenecientes al municipio de Torla-Ordesa.
3. Grupo 3: parcelas en Benasque y Anciles, pertenecientes al municipio de Benasque.
4. Grupo 4: parcelas pertenecientes al municipio de Sesué.
5. Grupo 5: parcelas de las localidades de Fonchanina y Castanesa, pertenecientes al municipio de Montanuy.

Para los prados del Pirineo Francés, se agruparon los prados por cercanía de la siguiente manera:

1. Grupo 1: parcelas Ortiac.
2. Grupo 2: parcelas Herou.
3. Grupo 3: parcelas Prade.

En el caso de las parcelas de Portugal no pudo realizarse un test ANOVA, debido a que los datos presentaban una desviación importante de la distribución normal. Tampoco se pudo realizar un test de Kruskal-Wallis, que es el equivalente no paramétrico del test ANOVA, ya que solamente hay dos localizaciones: distrito de Bragança, que incluye las parcelas de los municipios de Bragança y Vinhais, y distrito de Vila Real, que incluye las parcelas del concejo de Vila Pouca de Aguiar. Por lo tanto, se utilizó un test U de Mann-Whitney para comparar las medianas de los grupos según la zona: el Grupo 1 corresponde a las parcelas del distrito de Bragança y el Grupo 2 a las parcelas de Vila Real.

Para interpretar las relaciones entre el índice de biodiversidad de Shannon y el resto de variables (edáficas, hídricas y climáticas) se utilizó el programa de clasificación CHAID (Chi-square automatic interaction detection). Es un algoritmo que divide el set de datos en segmentos que difieren respecto a la variable respuesta (Kass, 1980). Los segmentos están definidos por la estructura de un número de variables independientes explicativas. El método CHAID produce un árbol de clasificación jerárquico en el cual cada nodo puede producir varias ramas. El algoritmo de CHAID solamente divide los datos para una variable explicativa en caso de que conduzca a una diferencia significativa

en la distribución de la variable dependiente, de manera que la variabilidad en el muestreo es tomada en cuenta. El test *F* de independencia, que se usa para decidir qué categorías de cada variable explicativa se fusionan y qué variables explicativas se dividen, es un procedimiento no paramétrico y, por lo tanto, no es necesaria ninguna suposición sobre la distribución de los datos (Van Diepen & Franses, 2006). El resultado del CHAID es un árbol de decisiones con una división en cada nodo. Los nodos finales u hojas se definen como combinaciones de las variables explicativas y contienen diferentes distribuciones de la variable dependiente.

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software IBM SPSS Statistics 24 (Field, 2013).

3.7. SERIES DE VEGETACIÓN

Las series de vegetación se han definido en el texto en base a los criterios de los autores Rivas-Martínez *et al.* (1984; 1987; 2002; 2002; 2011), Díaz y Fernández (1994; 1999) y Díaz (2010; 2014; 2015).

3.8. GIS

Los mapas presentados en la tesis se han realizado con el software QGIS 3.18. El mismo software fue utilizado para la creación de un archivo .qgz con la información del proyecto. Los datos para las capas de base se obtuvieron de varios portales europeos de datos públicos: el Centro Nacional de Información Geográfica (shapefiles para el contorno de España y los límites autonómicos y modelos de elevación digital), el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (shapefiles para el contorno del parque de Picos de Europa y regiones biogeográficas de España), Instituto Geológico Minero de España (cartografía de Pirineos), la European Environment Agency (shapefiles para el contorno de Europa, áreas incluidas en la RedNATURA 2000, distribución de los hábitats 6510 y 6520 en Europa, y divisiones administrativas de Francia), INSPIRE Geoportal (shapefile de áreas RedNATURA 2000 en España), el portal de datos abiertos de la Administración Pública del Gobierno de Portugal (shapefile para las delimitaciones administrativas de Portugal) y el Institut National de l'Information Géographique et Forestière (shapefile para las regiones de Francia). Las capas de Francia y Portugal se han modificado utilizando la herramienta Vector Clipping para representar solamente las regiones incluidas en el proyecto.

A partir de las shapefiles de la RedNATURA 2000, se obtuvieron nuevas capas para representar solamente los Lugares de Interés Comunitario (LICs) incluidos en el proyecto. Las shapefiles para la representación de las parcelas muestreadas se realizaron a partir de las coordenadas obtenidas en los muestreos y son capas de puntos, ya que para señalar una localización los puntos son más apropiados que los polígonos. Se realizaron una shapefile para las parcelas de los Picos de Europa, otra para las parcelas de Portugal y otra para las parcelas del Pirineo Francés. Sin embargo, para las parcelas del Pirineo Aragonés se realizaron dos diferentes, ya que no todas las parcelas estaban localizadas en el mismo huso. Por lo tanto, hay una shapefile para las parcelas que se localizan en el huso 30 y otra shapefile para las parcelas localizadas en el huso 31. Cada capa de las shapefiles creadas lleva asociada una tabla de atributos con toda la información obtenida en el proyecto para cada parcela: análisis edáficos e hídricos del suelo, información climática, información sobre el manejo de los prados y especies vegetales representativas.

4. RESULTADOS

4.1. ANÁLISIS DE LABORATORIO

4.1.1. ANÁLISIS EDÁFICO

4.1.1.1. PICOS DE EUROPA

Los estadísticos descriptivos de las propiedades de los suelos analizados en el área de Picos de Europa se presentan en la Tabla 4.1. Los valores de pH oscilaron entre un mínimo de 5,2 en Sotres y un máximo de 6,8 en Valdeón, cubriendo desde suelos fuertemente ácidos hasta neutros. Las parcelas de Angón presentaron los valores de pH más bajos, por debajo de 5,5 (fuertemente ácidos), mientras que las parcelas de Sotres son las que presentaron mayor variabilidad, con valores entre 5,2 y 5,3. La conductividad eléctrica fue bastante baja en todos los suelos, fluctuando entre un máximo de $0,18 \text{ dS m}^{-1}$ en Liébana y un mínimo de $0,05 \text{ dS m}^{-1}$ en Angón. Los valores por debajo de $0,35 \text{ dS m}^{-1}$ indican que los suelos no tienen problemas de salinidad (Oliveira, *et al.*, 2006). En cuanto a la textura, las muestras analizadas incluyeron texturas desde franco-arcillo-arenosa hasta franca, con un porcentaje medio de arcilla y arena de 17,1% y 53,6% respectivamente. El contenido en materia orgánica de los suelos estudiados fue alto, con un valor mínimo de 7,9% en Valdeón y un máximo de 15,9 en Angón.

Todos los suelos mostraron un contenido muy elevado de nitrógeno total y tanto el mínimo de 1,1% como el máximo de 3,12% se obtuvieron en parcelas de Liébana. La relación C/N fue muy baja en todas las parcelas, con un valor máximo de 7,2 en Liébana. En el caso del fósforo disponible, todos los prados exhibieron niveles superiores al nivel crítico para el extractante Mehlich3 (30 mg P kg^{-1}) (Mehlich, 1985), excepto dos parcelas en Liébana con valores de $24,7 \text{ mg P kg}^{-1}$ y $23,7 \text{ mg P kg}^{-1}$. Los cationes intercambiables y la capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE) aumentaron con el porcentaje de coloides en los suelos, siendo el valor máximo de $15 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ y el mínimo $8,4 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$, ambos valores en la zona de Liébana. La relación Ca:Mg tuvo su máximo valor en Sotres (8,2). Una relación Ca:Mg superior a 10 indicaría una carencia de magnesio (Jiménez, 1989). La relación K:Mg presentó valores por debajo de 0,2 en nueve parcelas repartidas por las cinco zonas de estudio, mientras que solamente dos parcelas en Valdeón tuvieron valores mayores que 0,5. Para la relación K:Mg, valores por debajo de 0,2

indican carencia de potasio o exceso de magnesio, mientras que valores por encima de 0,5 indican exceso de potasio o carencia de magnesio (Jiménez, 1989). El porcentaje de carbonato cálcico equivalente resultó ser muy bajo, con una media de 3%, en consonancia con los contenidos que suelen presentar los suelos ácidos. Consecuentemente, el porcentaje de caliza activa fue bajo en todos los prados analizados, con un máximo de 2,3% en Sotres.

Tabla 4.1. Estadísticos descriptivos para las propiedades generales de los suelos del área de Picos de Europa.

Parámetros	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar
pH ¹	5,24	6,78	5,93	0,09	0,42
CE ² (dS m ⁻¹)	0,05	0,18	0,10	0,01	0,03
MO ³ (%)	7,85	15,90	11,68	0,33	1,66
CO ⁴ (%)	4,54	9,18	6,75	0,19	0,96
N (%)	1,09	3,12	1,90	0,11	0,52
C/N	2,03	7,16	3,77	0,21	1,05
PM 3 ⁵ (mg kg ⁻¹)	23,72	53,91	39,95	1,51	7,54
Ca (cmol+ kg ⁻¹)	2,55	8,26	5,71	0,29	1,43
K (cmol+ kg ⁻¹)	0,23	1,20	0,52	0,06	0,27
Mg (cmol+ kg ⁻¹)	0,89	4,35	1,89	0,16	0,78
Na (cmol+ kg ⁻¹)	1,37	1,89	1,58	0,03	0,16
Al (cmol+ kg ⁻¹)	1,41	3,32	2,06	0,14	0,67
CICE ⁶ (cmol+ kg ⁻¹)	8,38	15,01	11,79	0,34	1,68
Ca:Mg	1,49	8,16	3,4	0,31	1,54
K:Mg	0,12	0,79	0,3	0,033	0,17
CCE ⁷ (%)	1,5	6,5	3,0	0,22	1,11
ACCE ⁸ (%)	0,32	2,27	1,51	0,10	0,47
B (mg kg ⁻¹)	3,70	5,06	4,37	0,07	0,36
Arcilla (%)	8,87	34,63	17,07	1,36	6,80
Arena (%)	29,59	75,43	53,60	2,54	12,70
Limo (%)	8,64	47,34	29,32	2,2	11,00
I.B. ⁹	30,63	75,98	55,55	2,47	12,36
Densidad aparente (g cm ⁻³)	1,31	1,57	1,46	0,013	0,006
Capacidad de campo (%)	18,55	33,51	23,57	0,73	3,64
Punto de marchitez permanente (%)	8,49	19,24	11,75	0,56	2,79
Capacidad de retención de agua disponible (%)	8,45	14,81	11,82	0,38	1,9
Saturación (%)	40,62	50,7	44,69	0,5	2,5
Tasa de drenaje (cm h ⁻¹)	0,26	3,13	1,41	0,15	0,74

¹pH (H₂O) relación peso suelo:volumen de agua (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C; ³Materia orgánica; ⁴Carbono orgánico; ⁵Fósforo disponible extraído por el método de Mehlich 3;

⁶Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva; ⁷Carbonato cálcico equivalente; ⁸Caliza activa; ⁹Índice de Bouyoucos.

En cuanto a los niveles de boro disponible, la mayoría de las parcelas presentaron niveles suficientes entre 1 y 5 ppm, excepto dos parcelas de Liébana con concentraciones superiores a 5 ppm.

En relación a las propiedades hídricas (Tabla 4.1), la densidad aparente presentó valores bajos, con el máximo de $1,57 \text{ mg m}^{-3}$ en una parcela de Liébana y el mínimo de $1,31 \text{ mg m}^{-3}$ en una parcela de Soto de Sajambre. Todas las parcelas, excepto 2 de las parcelas de Liébana, tuvieron valores superiores al 30% de la capacidad de campo, apareciendo el mínimo en la misma parcela que tiene la densidad aparente más elevada y el máximo en la misma parcela que presentó la densidad aparente más baja. De hecho, esta última parcela posee también los porcentajes más altos de punto de marchitez permanente (19,24%), capacidad de retención de agua disponible (14,81%) y saturación (50,7%). El valor mínimo para la capacidad de retención de agua (8,45%) se obtuvo en una parcela de Liébana. Los valores mínimos de punto de marchitez y saturación (8,49% y 40,62% respectivamente), así como la máxima tasa o intensidad de drenaje ($3,13 \text{ cm h}^{-1}$), aparecieron también en una misma parcela en Angón. Esta última variable presentó su valor mínimo de $0,26 \text{ cm h}^{-1}$ en una parcela de Valdeón.

Las correlaciones entre las propiedades del suelo se presentan en la Tabla 4.2. El pH presentó cuatro correlaciones positivas, con las variables de conductividad eléctrica (coeficiente de correlación de Pearson=0,447*), calcio y potasio intercambiables (0,515** y 0,458* respectivamente) y boro disponible (0,405*), y tres correlaciones negativas, con el nitrógeno total (-0,415*), fósforo disponible (-0,543**) y aluminio intercambiable (-0,888**). La materia orgánica apareció correlacionada positivamente solamente con dos parámetros, la conductividad (0,414*) y la CICE (0,443*), y no presentó ninguna correlación negativa. Además de la correlación con el pH, el nitrógeno total presentó otra correlación negativa, con la relación C/N (-0,800**) y dos correlaciones positivas con el fósforo disponible (0,704**) y el aluminio intercambiable (0,483*), estando estos dos elementos también correlacionados positivamente entre sí con un coeficiente de correlación de 0,605**. El fósforo asimilable presentó además una correlación negativa con el boro (-0,566**). Respecto a los cationes intercambiables, el calcio y el magnesio presentaron sendas correlaciones negativas con el aluminio (-0,431* y -0,408* respectivamente), estando el magnesio además correlacionado positivamente con el sodio (0,548**); los tres elementos presentaron correlaciones positivas con la CICE, con coeficientes de 0,844**, 0,610** y 0,502* respectivamente. El sodio y el potasio aparecieron también relacionados con la textura, estando correlacionados con la arena y el índice

de Bouyoucos, el potasio de manera positiva (0,468* y 0,453* respectivamente) y el sodio de manera negativa (-0,409* y -0,430* respectivamente). Para la relación Ca:Mg aparecieron las previsibles correlaciones con el calcio y el magnesio intercambiable, positiva (0,531**) y negativa (-0,618**) respectivamente, y la relación K:Mg presentó también una correlación positiva con el potasio (0,723**) y una negativa, en este caso con el sodio (-0,435*). En lo que concierne al carbonato cálcico equivalente y la caliza activa, el primero presentó tres correlaciones positivas con la conductividad (0,591**), el magnesio intercambiable (0,657**) y la CICE (0,560**), y la caliza activa presentó una correlación positiva con el aluminio (0,403*) y una negativa con el porcentaje de limo (-0,406*).

Tabla 4.2. Coeficientes de correlación de Pearson para las relaciones significativas entre las propiedades edáficas de la zona de Picos de Europa.

**significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.*

	pH ¹	CE	MO	N	P	Cationes ⁵					CICE	
						Ca	K	Mg	Na	Al		
CE ²	0,447*											
MO ³ (%)		0,414*										
N (%)	-0,415*											
P ⁴	-0,543**			0,704**								
Ca ⁵	0,515**	0,664**										
K ⁵	0,458*	0,436*										
Na ⁵												
Al ⁵	-0,888**			0,483*	0,605**			0,548**				
CICE ⁵		0,760**	0,443*			-0,431*		-0,408*	0,502*			
Ca:Mg						0,844**		0,610**				
K:Mg						0,531**		-0,618**				
CCE ⁶ (%)		0,591**						0,657**			0,560**	
ACCE ⁷ (%)											0,403*	
B ⁴	0,405*				-0,566**							
Arena (%)								0,468*		-0,409*		
Arcilla (%)										0,437*		

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C; ³Materia orgánica; ⁴ Fósforo asimilable y Boro disponible, medidos en mg kg⁻¹; ⁵ Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico efectiva, medidos en cmol. kg⁻¹; ⁶ carbonato cálcico equivalente; ⁷ caliza activa.

Se llevó a cabo un análisis de la varianza en relación a las áreas de estudio (Asturias, Castilla y León y Cantabria) para ver si la localización tiene efectos sobre alguno de los parámetros edáficos. Los resultados de este análisis mostraron diferencias significativas en ocho parámetros (Tabla 4.3): los valores más elevados de pH, relación C/N, K y Mg intercambiables, boro disponible; porcentaje de arena e índice de Bouyoucos fueron hallados en Liébana, Cantabria ($F= 4,863$, $p < 0,05$; $F= 4,437$, $p < 0,05$; $F= 4,735$, $p < 0,05$; $F= 4,735$, $p < 0,05$; $F= 3,087$, $p < 0,05$; $F= 18,993$, $p < 0,001$; $F= 17,739$, $p < 0,001$ respectivamente), mientras que en el caso del fósforo disponible y el aluminio intercambiable las concentraciones más altas se dieron en las parcelas de Asturias ($F= 7,766$, $p < 0,01$; $F= 11,139$, $p < 0,001$, respectivamente).

Tabla 4.3. Valores medios de las propiedades edáficas en los suelos de Picos de Europa con diferencias significativas respecto de la zona de localización.

ZONA	pH ¹	C/N	PM3 ² (mg kg ⁻¹)	K intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	
Asturias	5,66 b (0,41)	3,28 b (0,72)	45,72 a (3,82)	0,42 b (0,14)	
Castilla y León	6,05 ab (0,40)	3,76 ab (0,63)	36,78 b (4,79)	0,49 b (0,31)	
Cantabria	6,23 a (0,15)	4,79 a (1,63)	34,80 b (10,76)	0,82 a (0,24)	
ZONA	Mg intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	Al intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	Boro (mg kg ⁻¹)	Arena (%)	
Asturias	1,57 b (0,45)	2,63 a (0,75)	4,22 b (0,39)	54,38 b (9,88)	
Castilla y León	1,81 ab (0,66)	1,78 b (0,22)	4,38 ab (0,26)	44,06 b (7,36)	
Cantabria	2,68 a (1,1)	1,51 b (0,07)	4,67 a (0,35)	71,13 a (3,69)	
ZONA	Índice de Boyouscos (%)	Densidad aparente (mg m ⁻³)	Capacidad de campo (%)	CRAD ³ (%)	Saturación (%)
Asturias	56,78 b (9,65)	1,49 ab (0,06)	22,55 ab (2,52)	11,98 a (1,49)	43,72 ab (2,11)
Castilla y León	46,1 c (7,53)	1,42 b (0,07)	26,22 a (3,62)	13,03 a (1,21)	46,39 a (2,44)
Cantabria	72,01 a (3,75)	1,50 a (0,04)	20,28 b (1,43)	9,05 b (0,35)	43,2 b (1,34)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, a > b. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis. ¹ pH (H₂O) muestra de suelo:solución (1:2,5); ² Fósforo disponible en el suelo extraído por el método Mehlich 3; ³ Capacidad de retención de agua disponible.

Algunas propiedades hídricas también resultaron afectadas por la zona de localización. En el caso de la densidad aparente, la media más elevada aparece en Cantabria ($F= 5,145$, $\text{sig}= 0,015$). La capacidad de campo, la capacidad de retención de agua disponible y la saturación del suelo fueron más altas en la zona de León y más bajas en la zona de Cantabria ($F= 8,107$, $\text{sig}= 0,002$; $F= 17,472$, $\text{sig}= 0,000$; $F= 5,405$, $\text{sig}= 0,012$ respectivamente), con las parcelas de Asturias mostrando valores medios con respecto al resto de zonas.

4.1.1.2. PIRINEO ARAGONÉS

Los análisis descriptivos de las propiedades edáficas de los suelos analizados en el área del Pirineo oscense se presentan en la Tabla 4.4.

Los valores de pH oscilaron entre 6,5 (suelos ligeramente ácidos) y 7,1 (suelos neutros). Solamente cinco de los 50 prados presentaron pH superior a 7 y todos ellos se encuentran en las parcelas de San Juan de Plan. Todos los prados demostraron ser muy ricos en materia orgánica, con un porcentaje mínimo de 10,85% en una parcela de Linás de Broto. La textura varió entre franco-arenosa y arenosa-franca, con un contenido medio de arcilla del 10,48%. El contenido en nitrógeno fue alto en todos los prados, con un mínimo de 1,99% y un máximo de 4,99%, ambos valores en San Juan de Plan. Consecuentemente, la relación C/N fue siempre baja, con un valor máximo de 5,88. Siete prados (cinco en San Juan de Plan, uno en Benasque y uno en Fonchanina) mostraron un contenido de fósforo superior a 30 mg kg^{-1} , aunque el valor medio fue de $18,63 \text{ mg kg}^{-1}$. Cinco de estos prados mostraron también un contenido en nitrógeno superior al 4%.

El boro presentó concentraciones superiores a 5 ppm (concentraciones tóxicas) en 22 de las 50 parcelas: 10 parcelas en San Juan de Plan, cuatro en Sesué, dos en Fragen, así como en Benasque y Castanesa, una parcela en Linás de Broto y otra en Fonchanina. Entre esos 22 prados, hay tres que también se encuentran entre los que presentaron los valores más altos de nitrógeno (más del 4%) y fósforo (más de 30 mg kg^{-1}). Dos de estos tres prados se encuentran en San Juan de Plan y uno en Benasque. La capacidad de intercambio catiónica efectiva osciló entre $8,1 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $17,22 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$. Respecto a los cationes intercambiables, el calcio, el potasio y el magnesio tomaron valores dentro de un rango muy amplio: el calcio estuvo entre $3,41 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $9,2 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, el potasio entre $0,61 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ en una parcela de Fonchanina y $2,96 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ en Castanesa, y el magnesio entre $1,68 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$

¹ en Castanesa y $3,98 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ en Fonchanina. El sodio y el aluminio intercambiables tomaron valores dentro de un intervalo más reducido: entre $0,61 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $1,32 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ para el sodio en parcelas de Linás de Broto y San Juan de Plan respectivamente y entre $0,65 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ en una parcela en Benasque y $1,42 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ en Anciles en el caso del aluminio.

Tabla 4.4. Estadísticos descriptivos para las propiedades generales de los suelos del área del Pirineo Aragonés.

Parámetros	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar
pH ¹	6,53	7,15	6,77	0,02	0,15
CE ² (dS m ⁻¹)	0,01	0,1	0,06	0,003	0,02
MO ³ (%)	10,85	21,77	15,31	0,38	2,69
CO ⁴ (%)	6,3	12,64	8,89	0,22	1,56
N (%)	1,99	4,99	3,72	0,11	0,77
C/N	1,28	5,88	2,51	0,11	0,77
PM 3 ⁵ (mg kg ⁻¹)	10,94	37,19	18,63	1,05	7,41
Ca (cmol+ kg ⁻¹)	3,41	9,2	5,32	0,17	1,22
K (cmol+ kg ⁻¹)	0,61	2,96	1,4	0,09	1,40
Mg (cmol+ kg ⁻¹)	1,68	3,98	2,58	0,08	0,59
Na (cmol+ kg ⁻¹)	0,61	1,32	0,84	0,03	0,18
Al (cmol+ kg ⁻¹)	0,65	1,42	1,01	0,03	0,23
CICE ⁶ (cmol+ kg ⁻¹)	8,1	17,22	11,15	0,27	1,91
Ca:Mg	1,15	3,79	2,14	0,08	0,59
K:Mg	0,25	0,95	0,54	0,02	0,17
CCE ⁷ (%)	1,5	8,5	3,43	0,18	1,29
ACCE ⁸ (%)	0,33	1,95	1,11	0,06	0,42
B (mg kg ⁻¹)	3,61	7,33	4,83	0,12	0,82
Arcilla (%)	7,35	16,53	10,48	0,33	2,34
Arena (%)	64,76	84,61	77,18	0,73	5,16
Limo (%)	6,83	26,23	12,34	0,59	4,19
I.B. ⁹	5,05	12,62	8,98	0,29	2,06
Densidad aparente (g cm ⁻³)	1,5	1,64	1,58	0,01	0,04
Capacidad de campo (%)	10,36	20,7	17,49	0,25	1,76
Punto de marchitez permanente (%)	7,29	11,62	8,88	0,15	1,09
Capacidad de retención de agua disponible (%)	7,96	10,85	8,78	0,09	0,62
Saturación (%)	38,24	43,55	40,5	0,2	1,44
Tasa de drenaje (cm h ⁻¹)	1,06	4,62	2,84	0,13	0,95

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C; ³Materia orgánica; ⁴Carbono orgánico; ⁵Fósforo disponible extraído por el método de Mehlich 3; ⁶Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva; ⁷Carbonato cálcico equivalente; ⁸Caliza activa; ⁹Índice de Bouyoucos.

La relación Ca:Mg tuvo un valor medio de 2,14 y la relación K:Mg de 0,54 y un valor por encima de 0,5, indicativo de exceso de potasio o déficit de magnesio, en 27 prados. Respecto al carbonato cálcico y la caliza activa, presentaron respectivamente valores máximos de 8,5% y 1,95%, ambos en parcelas de Linás de Broto.

En cuanto a las propiedades hídricas (Tabla 4.4), la densidad aparente no presentó grandes variaciones. El máximo de $1,64 \text{ mg m}^{-3}$ apareció en una parcela de Benasque y el mínimo de $1,5 \text{ mg m}^{-3}$ en Fonchanina. La parcela donde se obtuvo el máximo para la densidad aparente presentó también la máxima tasa de drenaje ($4,62 \text{ cm h}^{-1}$) y los porcentajes mínimos de saturación y punto de marchitez permanente (38,24% y 7,29% respectivamente). De manera inversa, la parcela donde se obtuvo la mínima tasa de drenaje, también en Benasque, presentó asimismo los porcentajes más elevados de saturación y punto de marchitez (43,55% y 11,62% respectivamente). La capacidad de campo es la variable que presentó una mayor variabilidad (desviación estándar= 1,76), con un mínimo de 10,36% en una parcela de Sesué y un máximo de 20,7% en San Juan de Plan. En el caso de la capacidad de retención de agua disponible, tanto el mínimo (7,96%) como el máximo (10,85%) aparecieron en parcelas de San Juan de Plan.

Las correlaciones entre las propiedades del suelo se presentan en la Tabla 4.5. El pH solamente presentó correlaciones negativas: con el aluminio intercambiable tuvo un coeficiente de correlación de Pearson de $-0,342^*$; con la relación K:Mg de $-0,300^*$; y con el carbonato cálcico equivalente de $-0,326^*$. La conductividad eléctrica también presentó dos correlaciones negativas, con la relación C/N ($-0,311^*$) y con la materia orgánica ($-0,307^*$). Además de ésta, la materia orgánica presentó otra correlación negativa, con la caliza activa ($-0,384^{**}$), y otras dos correlaciones positivas, con la relación C/N ($0,571^{**}$) y con el sodio intercambiable ($0,425^{**}$). El nitrógeno total estuvo correlacionado negativamente con la relación C/N con un coeficiente de $-0,769^{**}$, y también presentó dos correlaciones positivas: con la relación K:Mg tuvo un coeficiente de correlación de $0,333^*$ y con el carbonato cálcico tuvo un coeficiente de correlación de $0,309^*$. Además de las ya mencionadas, la relación C/N mostró dos correlaciones positivas y dos negativas: con el sodio ($0,311^*$), con el boro ($0,406^{**}$), con el carbonato cálcico equivalente ($-0,358^*$) y con la caliza activa ($-0,346^*$). Los cationes intercambiables y la CICE aparecieron muy correlacionados entre ellos, con la excepción del sodio, que no tuvo correlaciones con el potasio ni con el magnesio. Todas las correlaciones son positivas, excepto en el caso del aluminio, que estuvo

correlacionado negativamente con todos los demás cationes y con la CICE. El calcio presentó además otras tres correlaciones positivas: con la relación Ca:Mg (0,549**, y que a su vez estuvo correlacionado negativamente con el magnesio con un coeficiente de Pearson de -0,557**), con el carbonato cálcico (0,416**) y con la caliza activa (0,282*). El potasio estuvo correlacionado positivamente con la relación K:Mg con un coeficiente de correlación de 0,797** y con el boro con un coeficiente de 0,280*. Este último elemento estuvo también correlacionado positivamente con el magnesio con un coeficiente de 0,357*. Además de con los cationes intercambiables, la CICE apareció correlacionada positivamente con la relación K:Mg (0,471**) y con el carbonato cálcico (0,347*).

Tabla 4.5. Coeficientes de correlación de Pearson para las relaciones significativas entre las propiedades edáficas del Pirineo Aragonés.

* significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.

	pH ¹	MO	N	C/N	Cationes ⁴					CICE
					Ca	K	Mg	Na	Al	
CE ²		-0,307*		-0,311*						
MO ³ (%)				0,571**						
N (%)				-0,769**						
Ca ⁴										
K ⁴										
Mg ⁴					0,396**					
Na ⁴		0,425**			0,359*	0,742**				
Al ⁴	-0,342*			0,311*	0,355*					
CICE ⁴					-0,601**	-0,337*	-0,359*	-0,300*		
Ca:Mg					0,842**	0,778**	0,757**	0,369**	-0,515**	
K:Mg					0,549**		-0,557**			
	-0,300*		0,333*			0,797**				0,471**
CCE ⁵ (%)	-0,326*		0,309*	-0,358*	0,416**					0,347*
ACCE ⁶ (%)		-0,384**		-0,346*	0,282*					
B ⁷				0,406**		0,280*	0,357*			

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C, medida en dS m⁻¹; ³Materia orgánica, %; ⁴ Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico efectiva, medidos en cmol_c kg⁻¹; ⁵ carbonato cálcico equivalente, %; ⁶ caliza activa, %; ⁷ Boro disponible, medido en mg kg⁻¹.

El análisis de la varianza con respecto a la localización de las parcelas mostró diferencias en varios parámetros edáficos (Tabla 4.6). En el caso del potasio intercambiable ($F= 2,363$; $\text{sig}= 0,067$), las concentraciones más elevadas se alcanzaron en las parcelas del grupo 2 (parcelas de Linás de Broto y Fragen), mientras que las menores concentraciones se dieron en las parcelas del grupo 3 (parcelas de Benasque y Anciles) (test Tukey, $p < 0,05$); el aluminio intercambiable ($F=3,672$; $\text{sig}= 0,011$) alcanzó sus concentraciones más altas en las parcelas del grupo 4 (Sesué) y las más bajas en las parcelas del grupo 2 (test Tukey, $p < 0,05$); la relación Ca:Mg ($F= 5,407$; $\text{sig}= 0,001$) presentó los niveles más altos en las parcelas de los grupos 3 y 5 (Fonchanina y Castanesa) y los más bajos en las parcelas del grupo 4 (test Tukey, $p < 0,05$), mientras que en el caso de la relación K:Mg ($F= 3,536$; $\text{sig}= 0,014$) los valores más altos aparecieron en las parcelas del grupo 2 y los más bajos en las parcelas de los grupos 3 y 4 (test Tukey, $p < 0,05$).

Tabla 4.6. Valores medios de las propiedades edáficas en los suelos del Pirineo Aragonés con diferencias significativas respecto de la zona de localización.

	Zona ¹				
	1	2	3	4	5
K intercamb².	1,47 ab (0,62)	1,85 a (0,64)	0,95 b (0,21)	1,25 ab (0,54)	1,41 ab (0,72)
Al intercamb².	0,96 ab (0,23)	0,83 b (0,18)	1,00 ab (0,24)	1,22 a (0,04)	1,11 ab (0,21)
Ca:Mg	1,85 ab (0,38)	2,23 ab (0,53)	2,48 a (0,62)	1,69 b (0,13)	2,53 a (0,67)
K:Mg	0,52 ab (0,17)	0,69 a (0,10)	0,44 b (0,08)	0,45 b (0,16)	0,59 ab (0,18)
CCE³	2,50 b (0,59)	4,86 a (2,08)	3,88 ab (1,06)	3,33 b (0,68)	3,77 ab (0,79)
ACCE⁴	0,81 c (0,32)	1,60 a (0,22)	1,18 bc (0,46)	1,00 bc (0,38)	1,29 ab (0,26)
Arcilla (%)	9,96 ab (2,08)	8,88 b (1,08)	10,28 ab (2,87)	11,59 ab (2,59)	11,90 a (2,12)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, $a > b$. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis. ¹Zona de localización: 1-San Juan de Plan, 2-Linás de Broto y Fragen, 3-Benasque y Anciles, 4-Sesué, 5-Fonchanina y Castanesa; ² K y Al intercambiables, medidos en $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$; ³ carbonato cálcico equivalente, %; ⁴ caliza activa, %.

En el caso del carbonato cálcico equivalente ($F= 7,638$; $\text{sig}= 0,000$) y la caliza activa ($F= 8,633$; $\text{sig}= 0,000$), los valores más elevados aparecieron en las parcelas del grupo 2 y los más bajos en las parcelas de los grupos 1 (San Juan de Plan) y 4 (test Tukey, $p<0,05$). Por último, el porcentaje de arcilla ($F= 5,558$; $\text{sig}= 0,001$) fue más alto en las parcelas del grupo 5 y más bajo en las parcelas del grupo 2 (test Tukey, $p<0,05$).

4.1.1.3. PIRINEO FRANCÉS

Los análisis descriptivos de las propiedades edáficas de los suelos analizados en el área del Pirineo Francés se presentan en la Tabla 4.7.

El pH se mantuvo en un rango bastante reducido, presentando todos los suelos pH ácido entre un mínimo de 5,35 y un máximo de 5,81. El porcentaje mínimo de materia orgánica fue de 11,31, con lo que todos los suelos resultaron muy ricos. La mayoría de los suelos presentaron una textura franco arenosa (11 parcelas) y el resto (7 parcelas) presentaron mayor contenido de arena (textura arenosa franca). El contenido medio en arcilla fue del 9,45%.

El contenido en nitrógeno total tomó valores altos, entre 1,68% y 5,49%, con un valor medio de 3,85 y la relación C/N fue muy baja en todas las parcelas, presentando un valor máximo de 3,90. El contenido máximo de fósforo asimilable fue de $31,88 \text{ mg kg}^{-1}$, pero cabe destacar que la parcela en la que apareció este valor máximo, Herou 33, es la única con una concentración similar. El resto de parcelas presentaron concentraciones entre 11 y 15 mg kg^{-1} y una de 17 mg kg^{-1} . La concentración media de fósforo asimilable fue de 14,85%. Respecto a los cationes intercambiables, el calcio presentó valores entre $2,38 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $4,93 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$; el potasio entre $0,76 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $2,07 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$; el magnesio osciló entre $1,25 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $2,81 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$; el sodio se mantuvo entre $0,56 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $1,43 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$; por último, el aluminio presentó valores entre $1,63 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $2,34 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$. Es llamativo que las concentraciones mínimas de potasio, magnesio y sodio, y la concentración máxima de aluminio, aparecieron en la misma parcela, Prade 1703. La relación Ca:Mg tuvo un valor medio de 1,93 y la relación K:Mg de 0,70. Solamente una de las parcelas estudiadas tuvo una relación K:Mg menor de 0,5. Los valores del carbonato cálcico y la caliza activa fueron bajos, con máximos de 5% y 1,63% respectivamente. Un tercio de los prados, entre ellos todas las parcelas de Ortiac, presentó concentraciones de boro superiores a 5

ppm, siendo la media para este elemento de 4,42 ppm. Una concentración suficiente de boro estaría entre 1 ppm y 5 ppm. A partir de 5 ppm se consideran concentraciones tóxicas y pueden aparecer síntomas de toxicidad en las plantas (Vera, 2001).

Tabla 4.7. Estadísticos descriptivos para las propiedades generales de los suelos del área del Pirineo Francés.

Parámetros	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar
pH ¹	5,35	5,81	5,56	0,03	0,13
CE ² (dS m ⁻¹)	0,01	0,09	0,04	0,004	0,02
MO ³ (%)	11,31	22,82	15,74	0,83	3,52
CO ⁴ (%)	6,56	13,24	9,14	0,48	2,04
N (%)	1,68	5,49	3,85	0,27	1,15
C/N	1,59	3,90	2,51	0,15	0,64
PM 3 ⁵ (mg kg ⁻¹)	11,35	31,88	14,85	1,07	4,54
Ca (cmol+ kg ⁻¹)	2,38	4,93	3,60	0,16	0,69
K (cmol+ kg ⁻¹)	0,76	2,07	1,37	0,10	0,44
Mg (cmol+ kg ⁻¹)	1,25	2,81	1,94	0,11	0,48
Na (cmol+ kg ⁻¹)	0,56	1,43	0,9	0,05	0,21
Al (cmol+ kg ⁻¹)	1,63	2,34	1,95	0,05	0,2
CICE ⁶ (cmol+ kg ⁻¹)	7,54	12,12	9,77	0,31	1,33
Ca:Mg	1,12	2,78	1,93	0,11	0,45
K:Mg	0,43	0,89	0,70	0,03	0,11
CCE ⁷ (%)	2,50	5,00	3,64	0,18	0,76
ACCE ⁸ (%)	0,81	1,63	1,25	0,06	0,26
B (mg kg ⁻¹)	2,77	5,99	4,42	0,28	1,17
Arcilla (%)	6,11	16,60	9,45	0,69	2,93
Arena (%)	65,78	84,35	78,39	1,34	5,67
Limo (%)	7,10	22,42	12,16	1,08	4,59
I.B. ⁹	67,57	85,45	79,78	1,30	5,52
Densidad aparente (g cm ⁻³)	1,49	1,66	1,6	0,01	0,05
Capacidad de campo (%)	15,26	20,62	17,07	0,41	1,74
Punto de marchitez permanente (%)	6,72	11,64	8,37	0,33	1,41
Capacidad de retención de agua disponible (%)	7,99	10,26	8,71	0,16	0,68
Saturación (%)	37,32	43,62	39,72	0,45	1,92
Tasa de drenaje (cm h ⁻¹)	1,06	5,59	3,51	0,34	1,45

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C; ³Materia orgánica; ⁴Carbono orgánico; ⁵Fósforo disponible extraído por el método de Mehlich 3; ⁶Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva; ⁷Carbonato cálcico equivalente; ⁸Caliza activa; ⁹Índice de Bouyoucos.

La densidad aparente y la tasa de drenaje presentaron sus valores máximos y mínimos (Tabla 4.7) en las mismas parcelas: los máximos (1,66 mg m⁻³ para la densidad aparente y 5,59 cm h⁻¹ para la tasa de drenaje) se obtuvieron en la parcela Herou 44 y los mínimos (1,49 mg m⁻³ para la densidad aparente y 1,06 cm h⁻¹ para la tasa de drenaje) en la parcela Prade 25. Esta misma parcela presentó también los porcentajes más altos de capacidad de campo (20,62%), punto de marchitez permanente (11,64%) y saturación (43,62%). Así mismo, la parcela Herou 44 presentó los porcentajes mínimos de punto de marchitez (6,72%) y de saturación (37,32%), mientras que el valor mínimo para la capacidad de campo apareció en la parcela Ortiac 38. Para la capacidad de retención de agua disponible, tanto el valor máximo (10,26%) como el mínimo (7,99%) se obtuvieron en las parcelas Prade 1702 y Ortiac 13 respectivamente.

Las correlaciones significativas se muestran en la Tabla 4.8. La conductividad eléctrica presentó solamente una correlación negativa, con el pH, con un coeficiente de correlación de Pearson de -0,538*. Además de con la conductividad, el pH estuvo correlacionado negativamente con otras dos variables, el nitrógeno total (-0,551*) y el carbonato cálcico equivalente (-0,475*); también tuvo dos correlaciones positivas: con el potasio intercambiable (0,504*) y con el boro disponible (0,504*). El nitrógeno a su vez presentó otras tres correlaciones negativas con la relación C/N, con la relación K:Mg y con el boro disponible, con coeficientes de correlación de Pearson de -0,766**, -0,537* y -0,471* respectivamente; y estuvo positivamente correlacionado con la materia orgánica con un coeficiente de correlación de 0,560*. La materia orgánica estuvo a su vez correlacionada positivamente con el carbonato cálcico, la caliza activa y el porcentaje de arena (0,565*; 0,603**; y 0,582* respectivamente). El fósforo asimilable no presentó ninguna correlación. Todos los cationes intercambiables estuvieron correlacionados positivamente con la CICE excepto el aluminio, pero presentaron pocas correlaciones entre ellos. El calcio y el aluminio estuvieron correlacionados negativamente (-0,674**); el magnesio estuvo correlacionado positivamente con el potasio y con el sodio, con respectivos coeficientes de correlación de Pearson de 0,851** y 0,508*. El potasio a su vez estuvo correlacionado con las relaciones Ca:Mg y K:Mg, negativamente con la primera (-0,598**) y positivamente con la segunda (0,648**). La relación Ca:Mg presentó solamente otra correlación, también negativa, con el magnesio, con un coeficiente de correlación de -0,651. Sin embargo, la relación K.Mg presentó varias correlaciones: dos correlaciones positivas, con

la relación C/N (0,689**) y con el boro disponible (0,536*) y una correlación negativa con el porcentaje de arcilla (-0,691**), estando tanto el boro como el porcentaje de arcilla a su vez correlacionados con la relación C/N, el boro positivamente (0,588*) y el porcentaje de arcilla negativamente (-0,607**).

Tabla 4.8. Coeficientes de correlación de Pearson para las relaciones significativas entre las propiedades edáficas de las parcelas del Pirineo Francés.

* significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.

	pH ¹	MO ² (%)	N	C/N	Cationes ³					K:Mg
					Ca	K	Mg	Na	Al	
CE ⁴	-0,538*									
N (%)	-0,551*	0,560*		-0,766**						
Ca ³										-0,674**
K ³	0,504*						0,851**			
Mg ³									0,508*	
CICE ³					0,731**	0,830**	0,900**	0,566*		
Ca:Mg										
K:Mg			-0,537*	0,689**			-0,598**	-0,651**		
CCE ⁵ (%)	-0,475*	0,565*								
ACCE ⁶ (%)		0,603**								
B ⁷	0,504*		-0,471*	0,588*						0,536*
Arena (%)		0,582*								
Arcilla (%)				-0,607**				-0,547*		-0,691**

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Materia orgánica, %; ³Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónica efectiva, medidos en cmol₊ kg⁻¹; ⁴Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C, medida en dS m⁻¹; ⁵Carbonato cálcico equivalente, %; ⁶Caliza activa, %; ⁷Boro disponible, medido en mg kg⁻¹. P sin correlaciones.

El análisis de la varianza con respecto a la localización de las parcelas mostró diferencias en varios parámetros edáficos (Tabla 4.9): pH (F= 8,287; sig= 0,004), materia orgánica (F= 12,267; sig= 0,001), nitrógeno total (F= 6,347; sig= 0,010), relación C/N (F= 6,934; sig= 0,007), relación Ca:Mg (F= 4,720; sig= 0,026), boro disponible (F= 13,714; sig= 0,000), porcentajes de arena (F=

4,170; sig= 0,036) y arcilla (F= 16,440; sig= 0,000) e índice de Bouyoucos (F= 5,77; sig= 0,014). En el caso del pH, la relación C/N y el contenido en boro disponible, las parcelas de Ortiac presentaron los valores más elevados. La materia orgánica, el contenido en nitrógeno total, la relación Ca:Mg y el porcentaje de arena alcanzaron los niveles más altos en las parcelas de Herou. El único parámetro que alcanzó su valor máximo en las parcelas de Prade fue el porcentaje de arcilla.

Tabla 4.9. Valores medios de las propiedades edáficas en los suelos del Pirineo Francés con diferencias significativas respecto de la zona de localización.

Zona	pH ¹	MO ² (%)	N (%)	CN	Ca:Mg	B ³	Arena (%)
Ortiac	5,71 a (0,1)	13,59 b (2,92)	2,64 b (0,88)	3,09 a (0,55)	1,83 ab (0,21)	5,83 a (0,26)	80,14 ab (3,97)
Herou	5,49 b (0,11)	20,06 a (1,98)	4,52 a (0,73)	2,64 ab (0,54)	2,36 a (0,51)	4,26b (1,22)	82,34 a (1,28)
Prade	5,51 b (0,08)	14,39 b (2,08)	4,18 a (1,00)	2,07 b (0,44)	1,71 b (0,36)	3,63 b (0,55)	74,82 b (6,35)
Zona	Arcilla (%)	I.B. ⁴	Densidad aparente (mg m ⁻³)	Capacidad de campo (%)	Punto de marchitez permanente (%)	Saturación (%)	Tasa de drenaje (cm h ⁻¹)
Ortiac	7,91 b (1,64)	81,76 ab (3,32)	1,62 a (0,03)	16,28 b (0,82)	7,65 b (0,76)	38,76 b (1,07)	4,18 a (0,99)
Herou	6,82 b (0,64)	83,96 a (0,87)	1,65 a (0,01)	15,43 b (0,13)	7,04 b (0,28)	37,85 b (0,44)	5,03 a (0,47)
Prade	12,05 a (2,19)	75,93 b (5,93)	1,55 b (0,03)	18,6 a (1,39)	9,64 a (0,98)	41,5 a (1,19)	2,15 b (0,62)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, a > b. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, p < 0,05. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis. ¹ pH (H₂O) muestra de suelo:solución (1:2,5); ² Materia orgánica, %; ³ Boro disponible medido en mg kg⁻¹; ⁴ Índice de Bouyoucos.

Las propiedades hídricas resultaron afectadas por la zona de muestreo, a excepción de la capacidad de retención de agua disponible. La capacidad de campo, el punto de marchitez permanente y la saturación resultaron más elevadas en las parcelas de Prade (F= 16,214 para la capacidad de campo; F= 19,308 para el punto de marchitez permanente; F= 23,159 para la saturación; valores del estadístico válidos para cualquier nivel de

significación), no encontrándose diferencias significativas entre las otras dos localizaciones. Para la densidad aparente y la tasa de drenaje el efecto de la localización fue inverso: valores más elevados en las parcelas de Ortiac y Herou, sin diferencias significativas entre estas localizaciones, con unos valores del estadístico de $F= 23,961$ ($\text{sig}= 0,000$) para la densidad aparente y $F= 28,644$ ($\text{sig}= 0,000$) para la tasa de drenaje.

4.1.1.4. PORTUGAL

Los análisis descriptivos de las propiedades edáficas de los suelos analizados en el área de Portugal se presentan en la Tabla 4.10. En este caso, se han incluido los resultados de la mediana porque para las variables que no siguen una distribución normal puede ser una medida más orientativa que la media. Sin embargo, como se puede ver en la tabla, para la mayoría de las variables la media y la mediana presentan valores muy similares, así que podemos considerar que la media es una buena medida de la tendencia de estas variables. El pH en las parcelas de Portugal osciló entre un valor de 4,88 (fuertemente ácido) y 6,44 (ligeramente ácido). Los pH más bajos se dieron en las parcelas del concejo de Vila Pouca de Aguiar, mientras que los más altos se encontraron en el concejo de Bragança. La conductividad eléctrica tuvo una media y una mediana de $0,04 \text{ dS m}^{-1}$, con un máximo de $0,08 \text{ dS m}^{-1}$. La materia orgánica presentó un valor medio de 10,79; el porcentaje mínimo fue de 5,05 y el máximo de 19,13, ambos en el concejo de Vila Pouca de Aguiar. La textura de los suelos varió entre franco-arenosa y arenosa-franca, con un par de parcelas que presentaron suelos franco-arcilloso-arenosos. El contenido medio en arcilla fue de 10,80%, con un mínimo de 6,74% y un máximo de 24,95%.

El contenido en nitrógeno total varió entre 1,47% y 4,97%, con una media de 2,99%. La relación C/N osciló entre 0,82 y 5,32, con un valor medio de 2,26. El fósforo asimilable presentó valores bastante dispersos, como muestra la desviación estándar de 9,39 (Tabla 4.10), con un mínimo de 11,35 mg kg^{-1} en una parcela de Bragança y un máximo de 48,54 mg kg^{-1} en una parcela de Vila Pouca de Aguiar. La dispersión de los datos se evidencia también en que es la única variable cuya media y mediana difieren en varias unidades. En general, el concejo de Vila Pouca de Aguiar presentó los suelos con mayores concentraciones de este elemento, incluyendo seis parcelas con concentraciones por encima de 30 mg kg^{-1} .

Tabla 4.10. Estadísticos descriptivos para las propiedades generales de los suelos del área de Portugal.

Parámetros	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar	Mínimo
pH ¹	4,88	6,44	5,38	5,25	0,07	0,46
CE ² (dS m ⁻¹)	0,02	0,08	0,04	0,04	0,002	0,016
MO ³ (%)	5,05	19,13	10,79	10,02	0,52	3,43
CO ⁴ (%)	2,93	11,10	6,26	5,82	0,30	1,99
N (%)	1,47	4,97	2,99	2,82	0,16	1,02
C/N	0,82	5,32	2,26	2,06	0,14	0,92
PM 3 ⁵ (mg kg ⁻¹)	11,35	48,54	19,36	15,63	1,43	9,39
Ca (cmol+ kg ⁻¹)	2,21	5,14	3,03	2,6	0,13	0,85
K (cmol+ kg ⁻¹)	0,41	2,31	1,01	1,00	0,06	0,37
Mg (cmol+ kg ⁻¹)	1,15	4,08	2,05	1,54	0,14	0,94
Na (cmol+ kg ⁻¹)	0,61	1,35	0,94	0,96	0,02	0,15
Al (cmol+ kg ⁻¹)	1,33	2,36	1,87	1,83	0,04	0,23
CICE ⁶ (cmol+ kg ⁻¹)	6,92	14,21	8,9	8,23	0,29	1,87
Ca:Mg	1,12	2,08	1,59	1,66	0,04	0,29
K:Mg	0,26	0,9	0,55	0,54	0,03	0,20
CCE ⁷ (%)	1,00	5,50	3,17	3,00	0,20	1,32
ACCE ⁸ (%)	0,16	1,95	0,88	0,81	0,08	0,53
B (mg kg ⁻¹)	3,21	7,05	4,35	3,95	0,16	1,03
Arcilla (%)	6,74	24,95	10,80	9,46	0,65	4,28
Arena (%)	52,93	86,28	76,76	80,23	1,38	9,03
Limo (%)	5,86	30,63	12,45	10,12	0,85	5,58
I.B. ⁹	53,88	87,02	77,93	81,25	1,36	8,92
Densidad aparente (g cm ⁻³)	1,40	1,65	1,58	1,6	0,01	0,06
Capacidad de campo (%)	14,87	25,54	17,76	16,8	0,41	2,66
Punto de marchitez permanente (%)	6,89	14,92	8,94	8,36	0,28	1,86
Capacidad de retención de agua disponible (%)	7,8	11,68	8,82	8,43	0,14	0,94
Saturación (%)	37,58	47,09	40,51	39,73	0,36	2,33
Tasa de drenaje (cm h ⁻¹)	0,44	5,31	3,01	3,19	0,18	1,18

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C; ³Materia orgánica; ⁴Carbono orgánico; ⁵Fósforo disponible extraído por el método de Mehlich 3; ⁶Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva; ⁷Carbonato cálcico equivalente; ⁸Caliza activa; ⁹Índice de Bouyoucos.

Considerando los cationes intercambiables, el calcio presentó niveles bajos o muy bajos en todas las parcelas teniendo en cuenta la textura del suelo

(Jiménez, 1989), entre 2,21 y 5,14 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$; el potasio entre 0,41 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y 2,31 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, con 21 parcelas con una concentración superior a 1 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, niveles altos para el elevado porcentaje de arena de los suelos (Jiménez, 1989); el magnesio osciló entre 1,15 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y 4,08 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, lo que se encontraría entre un nivel normal y muy alto (Jiménez, 1989); el sodio estuvo entre 0,61 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y 1,35 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, también entre niveles normales y muy altos (Jiménez, 1989); y el aluminio se mantuvo entre 1,33 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y 2,36 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, que se consideran valores altos, de acuerdo con la solubilidad del aluminio teniendo en cuenta los bajos valores de pH en estos suelos, ya que a valores de pH por debajo de 5,5 la solubilidad del aluminio aumenta y con ella, la posibilidad de toxicidad.

Los valores mínimos del calcio y el magnesio aparecieron en la misma parcela de Vila Pouca de Aguiar (parcela 211), mientras que el máximo de magnesio apareció en la misma parcela que el máximo de potasio, en Bragança (parcela 226). También los máximos de calcio y sodio coincidieron en la misma parcela de Bragança (parcela 218). La CICE varió entre un máximo de 14,21 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y un mínimo de 6,92 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, con una media de 8,9 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$. Este valor está por debajo de lo que serían niveles normales para los suelos que nos ocupan, entre 10 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y 15 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ (Jiménez, 1989). La relación Ca:Mg se mantuvo en un intervalo entre 1,12 y 2,08, siendo éste el único valor por encima de 2. La relación K:Mg presentó valores más constantes y estuvo entre 0,26 y 0,9, con una media de 0,55. Entre todas las parcelas estudiadas, 24 presentaron valores de K:Mg superiores a 0,5, lo cual indicaría exceso de potasio, o bien, carencia de magnesio. Respecto a la concentración de boro disponible, la media estuvo en 4,35 ppm, por debajo del nivel crítico de 5 ppm que indica concentraciones tóxicas, aunque el valor máximo fue de 7,05 ppm debido a que once parcelas sí superaron el valor de 5 ppm.

En lo que concierne al carbonato cálcico equivalente, los valores mínimo y máximo fueron de 1% y 5,5% respectivamente, con un valor medio de 3,17. La caliza activa presentó un valor medio de 0,88%, con un mínimo de 0,16% y un máximo de 1,95%. En consonancia con la acidez de los suelos, los valores más altos, tanto de carbonato cálcico como de caliza activa, se encontraron en Bragança, mientras que los más bajos se encontraron en Vila Pouca de Aguiar.

Dos parcelas de Vila Pouca de Aguiar concentran los valores máximos y mínimos (Tabla 4.10) para cinco de las seis propiedades hídricas estudiadas. La densidad aparente y la tasa de drenaje presentaron su valor más elevado en la misma parcela, 1,65 mg m^{-3} para la densidad aparente y 5,31 cm h^{-1} para

la tasa de drenaje, y esta misma parcela obtuvo los valores mínimos de capacidad de campo (14,87%), punto de marchitez permanente (6,89%) y saturación (37,58%). Se obtuvo el valor mínimo para la densidad aparente y la tasa de drenaje también en la misma parcela (respectivamente, $1,4 \text{ mg m}^{-3}$ y $0,44 \text{ cm h}^{-1}$), que asimismo presentó los valores máximos para la capacidad de campo (25,54%), el punto de marchitez (14,92%) y la saturación (47,09%). En el caso de la capacidad de retención de agua disponible, el porcentaje mínimo apareció en otra parcela diferente de Vila Pouca de Aguiar, con un valor de 7,8%, y el máximo en una parcela de Bragança, con un valor de 11,68%.

Las correlaciones significativas se presentan en la Tabla 4.11. El pH estuvo correlacionado positivamente con la conductividad (coeficiente de correlación de Spearman= 0,483**), con el carbonato cálcico y la caliza activa (0,713** y 0,862** respectivamente); también estuvo correlacionado positivamente con todos los cationes intercambiables (0,861** con el calcio; 0,514** con el potasio; 0,834** con el magnesio) excepto el sodio, y el aluminio, cuya correlación con el pH fue negativa (-0,737**). Consecuentemente, el pH estuvo correlacionado positivamente también con la CICE, con un coeficiente de correlación de 0,884**. Además del aluminio, el pH presentó otras tres correlaciones negativas: con el fósforo asimilable y con las relaciones Ca:Mg y K:Mg, con coeficientes de correlación de Spearman de -0,422*, -0,667** y -0,394** respectivamente. La conductividad eléctrica siguió el mismo patrón de correlaciones que el pH, presentando correlaciones positivas y negativas con los mismos parámetros que éste. La materia orgánica presentó tres correlaciones positivas, con el nitrógeno total (0,465**), con la relación C/N (0,310*) y con la relación Ca:Mg (0,406**). El contenido en nitrógeno estuvo correlacionado negativamente con la relación C/N (-0,619**) y con el carbonato cálcico (-0,333*), y positivamente con el porcentaje de arena (0,367*) y el índice de Bouyoucos (0,370*). Además de las ya mencionadas, el fósforo asimilable presentó varias correlaciones negativas, con el calcio (-0,552**), el magnesio (-0,478**), la CICE (-0,458**), el boro asimilable (-0,329*), el carbonato cálcico (-0,356*) y la caliza activa (-0,413**), y tres correlaciones positivas, con el aluminio, con un coeficiente de correlación de 0,434**, y con las relaciones Ca:Mg y K:Mg, con coeficientes de 0,317* y 0,342* respectivamente. Los cationes intercambiables estuvieron relacionados entre ellos y con la CICE, excepto el sodio. Las correlaciones entre el calcio, el potasio y el magnesio fueron todas positivas. El aluminio estuvo correlacionado negativamente con los tres cationes intercambiables (coeficientes de correlación de -0,778** con el calcio, -0,430** con el potasio

y -0,783** con el magnesio) y con la CICE (-0,662**). Los cationes intercambiables y la CICE estuvieron también correlacionados con las relaciones Ca:Mg y K:Mg. Los cationes intercambiables y la CICE estuvieron también correlacionados con el carbonato cálcico equivalente y con la caliza activa, todos de manera positiva excepto el aluminio.

Tabla 4.11. Coeficientes de correlación de Spearman para las relaciones significativas entre las propiedades edáficas de los suelos de Portugal.

* significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.

	pH ¹	CE ²	MO ³ (%)	N (%)	P ⁴	CICE ⁵	Ca:Mg	K:Mg
CE ²	0,483**							
MO ³				0,465**				
C/N				-0,619**				
P ⁴			0,310*					
Ca ⁵	-0,422**	-0,626**						
K ⁵	0,861**	0,597**				-0,552**		
Mg ⁵	0,514**	0,314*						
Al ⁵	0,834**	0,529**				-0,478**		
CICE ⁵	-0,737**	-0,531**			0,434**			
Ca:Mg	0,884**	0,498**				-0,458**		
K:Mg	-0,667**	-0,348*	0,406**		0,317*		-0,714**	
CCE ⁶ (%)	-0,394**	-0,317*			0,342*		-0,324*	0,672**
ACCE ⁷ (%)	0,713**	0,321*		-0,333*	-0,356*	0,637**	-0,557**	-0,374*
B ⁴	0,862**	0,421**			-0,413**	0,771**	-0,605**	-0,385*
Arena (%)					-0,329*	0,335*		
Arcilla (%)				0,367*				
I.B. ⁸				0,370*				

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C, medida en dS m⁻¹; ³Materia orgánica; ⁴ Fósforo asimilable y Boro disponible, medidos en mg kg⁻¹; ⁵ Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico efectiva, medidos en cmol_c kg⁻¹; ⁶ carbonato cálcico equivalente, %; ⁷ caliza activa, %; ⁸ Índice de Bouyoucos.

Tabla 4.11, continuación.

Cationes ⁵				
	Ca ⁵	K ⁵	Mg ⁵	Al ⁵
K ⁵	0,512**			
Mg ⁵	0,943**	0,455**		
Al ⁵	-0,778**	-0,430**	-0,783**	
CICE ⁵	0,903**	0,644**	0,898**	-0,662**
Ca:Mg	-0,666**		-0,836**	0,634**
K:Mg	-0,459**	0,420**	-0,555**	0,382*
CCE ⁶ (%)	0,622**	0,358*	0,636**	-0,588**
ACCE ⁷ (%)	0,760**	0,418**	0,719**	-0,639**
B ⁴		0,448*		

⁴ Boro disponible, medido en mg kg⁻¹; ⁵ Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico efectiva, medidos en cmol. kg⁻¹; ⁶ carbonato cálcico equivalente, %; ⁷ caliza activa, %.

Tanto el carbonato cálcico como la caliza activa presentaron también sendas correlaciones negativas con la relación Ca:Mg (-0,557** y -0,605** respectivamente) y con la relación K:Mg (-0,374* y -0,385* respectivamente). Por último, el boro disponible estuvo correlacionado positivamente con el potasio intercambiable (0,448*) y con la CICE (0,335*), además de la mencionada correlación con el fósforo.

En cuanto a las diferencias según la localización, el test U de Mann-Whitney mostró diferencias en las medianas de varios parámetros edáficos (Tabla 4.12). Este test utiliza el rango promedio de cada grupo para determinar qué grupo tiene una mediana mayor. Según este test, las medianas son más elevadas en el grupo 1 (n=18), que corresponde a las parcelas del distrito de Bragança, para las variables pH, conductividad eléctrica, calcio, potasio y magnesio intercambiables, capacidad de intercambio catiónica efectiva, carbonato cálcico equivalente y caliza activa. En cambio, las parcelas del distrito de Vila Pouca de Aguiar (n=25) presentan mayores medianas para el fósforo asimilable, el aluminio intercambiable y las relaciones Ca:Mg y K:Mg. Los estadísticos y los niveles de significación se presentan en la Tabla 4.12.

Tabla 4.12. Valores del estadístico del test U de Mann Whitney y significaciones bilaterales para las variables afectadas por la localización de las parcelas.

	pH ¹	CE ²	P ³	Ca ⁴	K ⁴	Mg ⁴
U de Mann-Whitney	4,000	108,000	106,000	13,000	121,000	5,000
Significación bilateral	0,000	0,004	0,003	0,000	0,010	0,000
	Al ⁴	CICE ⁴	Ca:Mg	K:Mg	CCE ⁵ (%)	ACCE ⁶ (%)
U de Mann-Whitney	66,500	2,000	9,000	93,000	56,500	20,000
Significación bilateral	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C, medida en dS m⁻¹; ³ Fósforo asimilable medido en mg kg⁻¹; ⁴ Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico efectiva, medidos en cmol. kg⁻¹; ⁵ carbonato cálcico equivalente, %; ⁶ caliza activa, %.

4.1.2 MATERIA SECA Y ANÁLISIS NUTRICIONAL

Como ya se ha comentado en la sección de Material y Métodos, el análisis de material vegetal procedente de los prados se llevó a cabo solamente para las parcelas de Picos de Europa.

El contenido medio en materia seca osciló entre un mínimo de 8,75 % y un máximo de 32,61 % (Tabla 4.13, media del error estándar= 1,04). Los tres grupos de familias alcanzaron sus máximos valores de materia seca en prados de Valdeón, siendo los valores 37,8% para las Gramíneas, 32,2% para las Leguminosas y 46,9% para el grupo de Otras Familias. Los valores mínimos aparecieron en Angón para las Gramíneas (19,6%), en Valdeón para las Leguminosas (6,9%) y en Liébana para Otras Familias (6,8%).

El contenido medio en nitrógeno fue de 20,56 g kg⁻¹, con un mínimo de 11,93 g kg⁻¹ y un máximo de 27,5 g kg⁻¹. Sin embargo, merece la pena destacar que son los valores que muestran mayor dispersión entre los valores medios de los nutrientes foliares, como indica la desviación estándar (3,86, Tabla 4.13). En cuanto a los resultados por familias, tanto el valor mínimo como el máximo (6,34 g kg⁻¹ y 41,76 g kg⁻¹) se encontraron en el grupo de las Gramíneas, en parcelas de Asturias (Angón y Sotres respectivamente). El contenido foliar medio en fósforo presentó una media de 7,88 g kg⁻¹, con un valor máximo de 12,78 g kg⁻¹ y un mínimo de 4,65 g kg⁻¹. Entre familias, el máximo (16,57 g kg⁻¹) apareció en el grupo de Otras Familias y el mínimo (4,06 g kg⁻¹) apareció en Gramíneas, esta vez en parcelas de Valdeón y Sotres respectivamente. Respecto al contenido medio en calcio, el valor máximo estuvo en 10,04 g kg⁻¹ y el mínimo en 2,04 g kg⁻¹, siendo el valor medio 4,72 g kg⁻¹. El grupo que presentó las mayores concentraciones de calcio foliar fue el de Otras Familias,

con un valor de 14,14 g kg⁻¹ en una parcela de Liébana. En cuanto al contenido medio en magnesio, el valor más bajo fue 1,71 g kg⁻¹ y el más alto fue de 6,69 g kg⁻¹, con una media de 3,43 g kg⁻¹. Separados los resultados por familias, el valor mínimo apareció en Leguminosas (0,83 g kg⁻¹) y el máximo en Otras Familias (8,06 g kg⁻¹). Sin embargo, los valores de dispersión no fueron elevados (Tabla 4.13). Tanto el máximo como el mínimo se encontraron en parcelas de Valdeón. El contenido foliar medio en potasio fluctuó entre un mínimo de 4 g kg⁻¹ y un máximo de 6,53 g kg⁻¹, con un valor medio de 5,36 g kg⁻¹. Las concentraciones medias de potasio fueron las que mostraron menor dispersión (Tabla 4.13). Considerando los resultados por familias, el valor máximo de 7,08 g kg⁻¹ perteneció al grupo de Leguminosas y apareció en una parcela de Angón, y el valor mínimo (3,55 g kg⁻¹) apareció en una parcela de Valdeón en las Gramíneas.

El porcentaje de materia seca, así como las concentraciones foliares de fósforo y magnesio mostraron diferencias significativas entre los grupos de especies (Tabla 4.14) ($F = 17,37$, $p < 0,001$; $F = 2,91$, $p < 0,05$ and $F = 4,651$, $p < 0,05$, respectivamente). Los mayores valores de materia seca y concentraciones foliares de magnesio se encontraron en Gramíneas, mientras que las concentraciones más elevadas de fósforo foliar se encontraron en Otras Familias.

Los resultados del análisis de componentes principales (PCA) se muestran en la Figura 4.1 como una proyección de las variables en el gráfico de componentes 1-2, que explican un 42,4% de la varianza total. Algunas variables (relación C/N, relación Ca:Mg, Al intercambiable) fueron eliminadas del análisis para evitar distorsiones del resultado debido a fuertes correlaciones con otras variables (N total, Ca y Mg intercambiables y pH, respectivamente). En la parte positiva de la componente 1, los contenidos foliares de fósforo y potasio en gramíneas (FPGR, KFGR), en leguminosas (FPLE, FKLE) y en otras familias (FPOF, FKOF), así como el contenido foliar de magnesio en gramíneas (FMgGR) aparecen positivamente correlacionados con el potasio intercambiable en el suelo y el porcentaje de materia orgánica (OM). En la parte positiva de la componente 2, los contenidos foliares de calcio y magnesio en leguminosas (FCaLE, FMgLE) y en otras familias (FCaOF, FMgOF) están correlacionadas positivamente con el contenido de nitrógeno total del suelo y negativamente correlacionadas con el calcio y el magnesio intercambiables y con el pH.

Tabla 4.13. Estadísticos descriptivos para los valores medios de la materia seca y las concentraciones medias de nutrientes y separadas por familias en los prados de siega del área de Picos de Europa.

Parámetros	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar
Materia seca (%) y valores medios de nutrientes foliares (g kg⁻¹)					
MS	8,75	32,61	23,74	1,04	5,68
N	11,93	27,50	20,56	0,77	3,86
P	4,65	12,78	7,88	0,41	2,06
Ca	2,04	10,04	4,72	0,55	2,72
Mg	1,71	6,69	3,43	0,30	1,53
K	4,00	6,53	5,36	0,13	0,62
Concentraciones foliares por familia (g kg⁻¹)					
Gramíneas					
FN	6,34	41,76	19,13	1,87	9,37
FP	4,06	14,14	7,00	0,5	2,51
FCa	2,86	4,71	3,73	0,11	0,54
FMg	3,26	6,14	4,56	0,17	0,83
FK	3,55	6,52	5,37	0,16	0,77
Leguminosas					
FN	14,38	31,78	23,28	0,80	4,02
FP	4,83	11,91	8,00	0,43	2,17
FCa	1,43	14,00	6,27	1,15	5,76
FMg	0,83	8,01	2,49	0,54	2,71
FK	3,66	7,08	5,33	0,16	0,82
Otras Familias					
FN	9,82	38,53	19,47	1,12	5,58
FP	5,09	16,57	8,66	0,51	2,56
FCa	1,44	14,14	4,19	0,90	4,52
FMg	0,88	8,06	3,26	0,62	3,12
FK	3,92	6,19	5,39	0,13	0,63

Tabla 4.14. Valores medios de materia seca (MS) y concentraciones foliares de nutrientes con diferencias significativas entre Gramíneas, Leguminosas y Otras Familias.

GRUPO DE ESPECIES	MS (%)	P (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)
Gramíneas	29,4 a (4,53)	7,0 b (2,52)	4,6 a (0,83)
Leguminosas	20,2 b (7,05)	8,0 ab (2,17)	2,5 b (2,71)
Otras Familias	20,0 b (7,21)	8,6 a (2,58)	3,3 ab (3,12)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, a > b. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis.

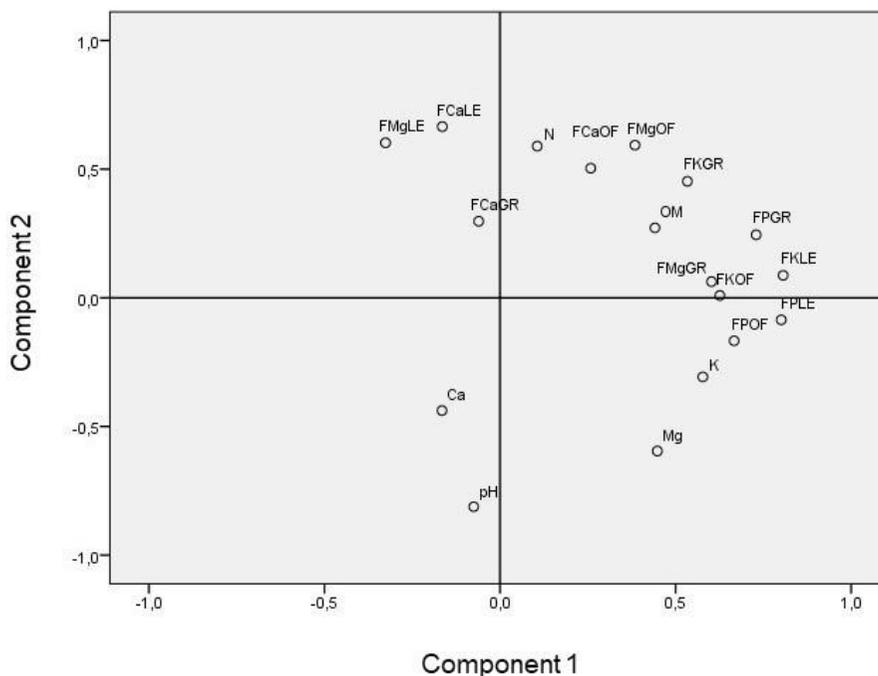


Figura 4.1. Gráfico del análisis de PCA con proyección de las variables edáficas y foliares.

La componente 1 es el eje X y la componente 2 es el eje Y (44,2% de la varianza explicada). FMgLE: Mg foliar en leguminosas; FCaLE: Ca foliar en leguminosas; FKLE: K foliar en leguminosas; FPLE: P foliar en leguminosas, FMgGR: Mg foliar en gramíneas; FCaGR: Ca foliar en gramíneas; FKGR: K foliar en gramíneas; FPGR: P foliar en gramíneas; FMgOF: Mg foliar en otras familias, MCaOF: Ca foliar en otras familias; FKOF: K foliar en otras familias; FPOF: P foliar en otras familias; OM: materia orgánica; N: N total en el suelo; Ca, Mg, K: Ca, Mg and K intercambiables en el suelo.

Los resultados del análisis de PCA muestran que el pH es la variable edáfica con la mayor proporción de varianza explicada por las dos componentes

principales. El potasio y el fósforo en leguminosas fueron las variables foliares con la mayor parte de la varianza explicada por las dos principales componentes.

4.2. MANEJO DE LOS PRADOS

Como ya se ha comentado en la sección de Material y Métodos, las encuestas a los ganaderos sobre las técnicas de manejo de los prados no se realizaron en las parcelas de la zona de Portugal, por lo que estas parcelas no aparecerán en este análisis. Los resultados de las entrevistas para la zona de Picos de Europa se muestran en la Tabla 4.15, para la zona de Aragón en la Tabla 4.16 y para la zona de Francia en la Tabla 4.17.

Tabla 4.15. Resultados de las entrevistas sobre fertilización y uso del tractor a los ganaderos de Picos de Europa (García & García, 2017).

		Parcelas (%)
TÉCNICA DE SIEGA		
	Solo tractor	21
Uso del tractor	Tractor y/o segadora	8
	Tractor y/o segadora con guadaña	29
	Segadora con guadaña	42
FERTILIZACIÓN		
	Solo estiércol	38
	Solo purín	0
	Estiércol con fertilizante mineral	8
	Purín con fertilizante mineral	4
	Solo fertilizante mineral	4
	Sin fertilización	46

Tabla 4.16. Resultados de las entrevistas sobre fertilización y aprovechamiento de los prados a los ganaderos del Pirineo Aragonés.

		Parcelas (%)
APROVECHAMIENTO		
	Solo siega	0
	Solo pastoreo	8
	Siega y pastoreo	92
FERTILIZACIÓN		
	Solo estiércol*	52
	Solo purín	6
	Estiércol con fertilizante mineral	0
	Purín con fertilizante mineral	2
	Solo fertilizante mineral	8
	Sin fertilización	32

*cuatro de estas parcelas reciben solamente el estiércol que dejan los animales.

Tabla 4.17. Resultados de las entrevistas sobre aprovechamiento de las parcelas a los ganaderos del Pirineo Francés.

APROVECHAMIENTO	Parcelas (%)
Solo siega	0
Solo pastoreo	44,44%
Siega y pastoreo	55,55%

4.2.1. PICOS DE EUROPA

Los resultados del test de la varianza ANOVA con prácticas de manejo como variable de control mostraron diferencias significativas en cinco parámetros edáficos y dos nutrientes foliares (Tabla 4.18).

Los mayores valores de pH, conductividad eléctrica y calcio intercambiable ($F = 6,684$, $p < 0,01$; $F = 5,163$, $p < 0,01$; $F = 0,471$, $p < 0,05$, respectivamente) se encontraron en prados sin fertilizar, mientras que los valores más altos de potasio intercambiable y porcentaje de arena se encontraron en prados fertilizados ($F = 2,839$, $p > 0,05$; $F = 17,015$, $p < 0,001$, respectivamente). En todos los casos, las parcelas con los mayores valores son segadas sin el uso de tractor.

En el caso de los nutrientes foliares, los contenidos en fósforo y en potasio fueron los únicos influenciados por el tipo de manejo, pero solamente en la familia de las gramíneas ($F = 3,579$, $p < 0,05$; $F = 4,632$, $p < 0,05$ respectivamente). Ambas concentraciones foliares alcanzaron sus máximos valores en prados fertilizados en los que también se utiliza tractor (Tabla 4.18).

Tabla 4.18. Valores medios de las propiedades del suelo y contenido en nutrientes foliares con diferencias significativas respecto al manejo de los prados en el área de Picos de Europa.

MANEJO ¹	pH ²	CE ³ (dS m ⁻¹)	Ca intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	K intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	Arena (%)	PFG ⁴ (g kg ⁻¹)	KFG ⁵ (g kg ⁻¹)
1	6,2 ab (0,42)	0,12 ab (0,04)	5,84 ab (0,91)	0,7 a (0,32)	71,1 a (3,67)	6,4 ab (2,15)	5,4 ab (0,52)
2	6,31 a (0,34)	0,14 a (0,02)	7,38 a (0,93)	0,54 ab (0,35)	50,8 bc (4,34)	5,2 b (0,95)	5,3 ab (0,84)
3	5,65 b (0,38)	0,09 b (0,03)	4,84 b (1,39)	0,55 ab (0,23)	55,6 b (10,77)	9,0 a (3,23)	6,0 a (0,46)
4	5,82 b (0,19)	0,08 b (0,02)	5,8 ab (1,43)	0,31 b (0,08)	40,9 c (5,59)	6,3 ab (0,94)	4,7 b (0,75)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, $a > b$. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis. ¹Manejos: (1) Segadora+ Fertilización, (2) Segadora, sin fertilización, (3) Segadora+Tractor+Fertilización y (4) Segadora+Tractor, sin fertilización; ²pH (H₂O) suelo:solución (1:2.5); ³Conductividad eléctrica (1:5) medida a 25°C, medida en dS m⁻¹; ⁴Contenido de fósforo foliar en gramíneas; ⁵Contenido de potasio foliar en gramíneas

4.2.2. PIRINEO ARAGONÉS

Según el test ANOVA con la fertilización como variable de control, solamente uno de los parámetros del suelo resultó afectado por el tipo de fertilización, el carbonato cálcico (Tabla 4.19, $F= 2,980$; $\text{sig}= 0,06$), cuyos valores más elevados se dieron en zonas fertilizadas exclusivamente de manera inorgánica. Este tipo de manejo se da solamente en cuatro prados de los 50 incluidos en el estudio: dos en Linás de Broto y dos en Benasque. A la luz de estos resultados se realizó también un test T para comparar las medias de los prados fertilizados (independientemente del tipo de fertilización) y no fertilizados. El resultado de este test no muestra diferencias en ninguna de las propiedades del suelo.

Tabla 4.19. Valores medios de las propiedades del suelo con diferencias significativas respecto al tipo de fertilización de los prados.

	Fertilización ¹		
	1	2	3
CCE	3,28 b (1,28)	4,88 a (1,38)	3,34 b (1,12)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, $a > b$. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis. ¹Fertilización: 1 – orgánica; 2 – inorgánica; 3 – sin fertilización.

4.2.3. PIRINEO FRANCÉS

Según el análisis de la igualdad de medias a través de la prueba T de Student para las parcelas del Pirineo Francés, solamente una variable resultó afectada por el tipo de aprovechamiento, el nitrógeno total ($t(16) = 2,560$, $p < 0,05$). La media del porcentaje de nitrógeno en el suelo fue mayor en el grupo de parcelas aprovechadas de manera mixta, incluyendo siega y pastoreo ($n= 10$, $\text{media}= 4,39$), que en las parcelas solamente aprovechadas por siega ($n= 8$, $\text{media}= 3,17$).

4.3. INVENTARIOS FLORÍSTICOS Y BIODIVERSIDAD

Los inventarios florísticos se presentan en el ANEXO II.

4.3.1. PICOS DE EUROPA

A partir de la información recopilada en los inventarios florísticos, todos los prados se incluyen en la asociación *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi*, perteneciente a la alianza *Arrhenatherion* (Hábitat 6510). Según los inventarios, las especies dominantes en las parcelas de Picos de Europa son *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum*, *Agrostis capillaris*, *Holcus lanatus*, *Trifolium repens*, *T. pratense* y *Plantago lanceolata*.

Los valores mínimos, máximos y medios de los índices de biodiversidad de Simpson y Shannon se muestran en la Tabla 4.20. Para el índice de Simpson se obtuvo un valor medio de 23,22 y para el índice de Shannon de 3,28. El valor máximo para el índice de Simpson se obtuvo en una parcela de Valdeón (Castilla y León), mientras que el mínimo apareció en una parcela de Sotres (Asturias). En cuanto al índice de Shannon, el máximo estuvo en la misma parcela de Valdeón, pero el mínimo apareció en una parcela de Angón (Asturias). Merece la pena destacar que tanto la desviación estándar como la media del error estándar son ostensiblemente más bajos en el caso del índice de Shannon.

Tabla 4.20. Estadísticos descriptivos de los índices de biodiversidad para la zona de Picos de Europa.

	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar
Índice de Simpson 1/D	17,99	29,82	23,22	0,61	3,06
Índice de Shannon	2,78	3,54	3,28	0,03	0,16

El análisis de las correlaciones entre los índices de biodiversidad y las propiedades edáficas mostró que la mayoría de las correlaciones son negativas y algunas de estas relaciones son comunes a ambos índices (Tabla 4.21). Tanto el índice de Shannon como el de Simpson presentan correlaciones negativas con el boro disponible, la densidad aparente y la concentración de potasio foliar en gramíneas. Ambos índices presentan además otras correlaciones. El índice de Simpson está correlacionado negativamente con la relación C/N y la tasa de drenaje, y la única otra correlación positiva es con la concentración media de calcio foliar. El índice de Shannon mostró también una correlación positiva más, con la capacidad de campo, mientras que entre sus correlaciones negativas aparecen otros cinco parámetros: el potasio

intercambiable, el porcentaje de arena, el índice de Bouyoucos, la concentración media de fósforo foliar y la concentración de fósforo foliar en gramíneas.

Las diferentes zonas de muestreo tuvieron efectos en ambos índices (Tabla 4.22). Tanto el índice de Simpson como el índice de Shannon resultaron significativamente más altos en la zona de Asturias y más bajos en la zona de Cantabria (valor del estadístico para el índice de Simpson $F = 3,659$, $\text{sig} = 0,042$; valor del estadístico para el índice de Shannon $F = 6,722$, $\text{sig} = 0,005$). Como se puede ver en la Tabla 4.22, no hay diferencia significativa entre las zonas de Asturias y Castilla y León para el índice de Shannon, y en ambos casos la media es significativamente mayor que la de la zona de Cantabria. En el caso del índice de Simpson, la zona de Castilla y León no se diferencia significativamente de ninguna de las otras dos, y sólo el valor medio para la zona de Asturias es mayor que para la zona de Cantabria.

Tabla 4.21. Coeficientes de correlación de Pearson para las relaciones significativas entre los índices de biodiversidad y las variables edáficas y nutrientes foliares en Picos de Europa.

* significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.

	Índice de Simpson	Índice de Shannon
C/N	-0,432*	
K intercambiable (cmol- kg^{-1})		-0,581**
B disponible (mg kg^{-1})	-0,476*	-0,406*
Arena (%)		-0,397*
Índice de Bouyoucos (%)		-0,410*
Densidad aparente (mg m^{-3})	-0,410*	-0,405
Capacidad de campo (%)		0,418*
Saturación (%)	0,405*	0,406*
Tasa de drenaje (cm h^{-1})	-0,403*	
Fósforo foliar medio (g kg^{-1})		-0,426*
Calcio foliar medio (g kg^{-1})	0,423*	
Fósforo foliar en gramíneas (g kg^{-1})		-0,533**
Potasio foliar en gramíneas (g kg^{-1})	-0,476*	-0,502*

Tabla 4.22. Valores medios de los índices de biodiversidad con diferencias significativas respecto a la ubicación para las parcelas de Picos de Europa.

	Índice de Simpson 1/D	Índice de Shannon
Asturias	24,79 a (2,97)	3,36 a (0,11)
Castilla y León	22,89 ab (3,00)	3,3 a (0,12)
Cantabria	20,76 b (1,47)	3,1 b (0,18)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, $a > b$. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis.

El manejo de los prados no mostró tener efecto en ninguno de los índices.

Según el árbol de decisiones resultado del CHAID (Figura 4.2), la única variable explicativa para el índice de Shannon en la zona de Picos de Europa es el potasio intercambiable del suelo ($F = 9,829$, $p < 0,05$). Esta variable divide los datos en dos grupos significativamente diferentes en cuanto al valor del índice de Shannon. El primer nodo incluye el 72% de las parcelas, con un valor de K intercambiable menor o igual a $0,62 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, y el segundo nodo incluye el 28% de las parcelas, con un valor de K intercambiable mayor de $0,62 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$. Las parcelas incluidas en el primer nodo presentan un valor medio para el índice de Shannon de 3,34, mientras que en el caso de las parcelas del segundo nodo este valor es de 3,15. El ajuste del modelo proporciona un $R^2 = 89,24\%$.

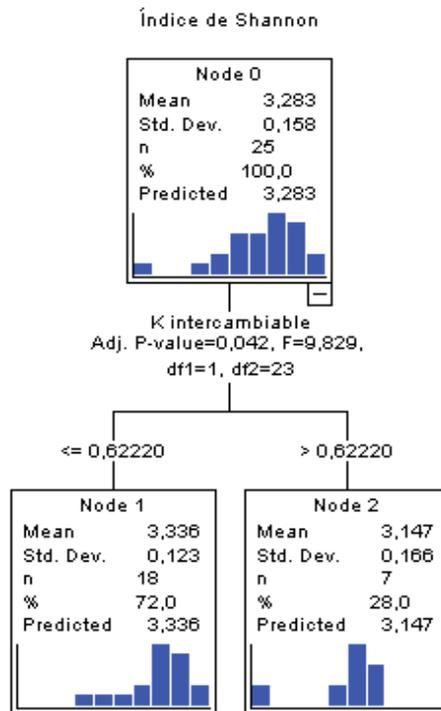


Figura 4.2. Árbol de decisiones CHAID para la variable dependiente índice de Shannon en la zona de Picos de Europa.

4.3.2. PIRINEO ARAGONÉS

Entre las parcelas estudiadas en el Pirineo Aragonés, solamente una quedaría excluida de la Directiva Hábitats y pertenece a la alianza *Cynosurion cristati*. El resto de prados sí pertenecen a hábitats contemplados en la citada directiva, estando la mayoría incluidos en las asociaciones *Rhinantho mediterranei-Trisetum flavescens* y *Ophioglossum-Arrhenatheretum elatioris*, dentro de la alianza *Arrhenatherion* (Hábitat 6510), o en la asociación *Trisetum flavescens-Heracleetum pyrenaici*, de la alianza *Trisetum-Polygonion* (Hábitat 6520). Las especies dominantes en estos prados fueron *Arrhenatherum elatius* subsp. *elatius*, *Dactylis glomerata*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium pratense*, *T. repens* y *Trisetum flavescens*.

Los valores mínimos, máximos y medios de los índices de biodiversidad de Simpson y Shannon se muestran en la Tabla 4.23. Los valores medios están en 18,33 para el índice de Simpson y 2,99 para el índice de Shannon. El valor máximo del índice de Simpson apareció en una parcela de Fragen y el mínimo en Linás de Broto. En el caso del índice de Shannon, el máximo y el mínimo se obtuvieron en parcelas de Benasque y en la misma parcela de Linás de Broto, respectivamente. En lo que concierne a las correlaciones entre los índices de biodiversidad y otros parámetros estudiados, los resultados se muestran en la Tabla 4.24. El índice de Shannon solamente se mostró correlacionado con dos parámetros edáficos, de manera positiva con el pH y de manera negativa con el potasio intercambiable. Sin embargo, además de estas dos correlaciones, el índice de Simpson presentó otras, la mayoría negativas: con el nitrógeno total, la capacidad de intercambio catiónico y la relación K:Mg. Además, el índice de Simpson apareció relacionado positivamente con una variable climática: la precipitación media anual.

Tabla 4.23. Estadísticos descriptivos de los índices de biodiversidad para la zona de Aragón.

	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar
Índice de Simpson 1/D	6,00	32,00	18,33	0,77	5,43
Índice de Shannon	1,92	3,57	2,99	0,04	0,31

Tabla 4.24. Coeficientes de correlación de Pearson para las relaciones significativas entre las propiedades edáficas y los índices de biodiversidad en la zona de Aragón.

* significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.

	Índice de Simpson 1/D	Índice de Shannon
pH	0,282*	0,328*
N total (%)	-0,308*	
K intercambiable (cmol· kg ⁻¹)	-0,346*	-0,295*
CICE ¹	-0,280*	
K:Mg	-0,306*	
Precipitación media anual	0,322*	

¹ Capacidad de intercambio catiónico efectiva, cmol· kg⁻¹.

Las diferentes zonas de muestreo tuvieron efectos en ambos índices (valor del estadístico para el índice de Simpson $F= 3,604$, sig = 0,012; valor del estadístico para el índice de Shannon $F= 5,396$, sig= 0,001). Para ambos índices, el valor más bajo (Tabla 4.25) aparece en las parcelas del municipio de Torla-Ordesa (Grupo 2, parcelas de Linás de Broto y Fragen) y el valor más elevado en las parcelas del municipio de Benasque (Grupo 3, parcelas de Benasque y Anciles).

Tabla 4.25. Valores medios de los índices de biodiversidad en las parcelas del Pirineo Aragonés con diferencias significativas respecto de la zona de localización.

	Zona de localización ¹				
	1	2	3	4	5
Índice de Simpson 1/D	17,76 ab (4,94)	14,13 b (8,48)	23,29 a (4,68)	16,72 ab (2,95)	19,22 ab (2,29)
Índice de Shannon	2,98 ab (0,26)	2,63 b (0,5)	3,25 a (0,22)	2,92 ab (0,16)	3,07 a (0,11)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, $a > b$. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis. ¹ Zona de localización: 1-San Juan de Plan, 2-Linás de Broto y Fragen, 3-Benasque y Anciles, 4-Sesué, 5-Fonchanina y Castanesa.

El árbol de decisiones CHAID para el índice de Shannon en la zona de Aragón, que se muestra en la Figura 4.3, indica que hay dos variables que explican la mayor parte de la variabilidad del índice de Shannon. Una de ellas es la capacidad de intercambio catiónico efectiva ($F= 12,304$; $p < 0,01$) y la otra es la temperatura media anual ($F= 9,573$; $p < 0,01$). La primera variable divide el conjunto de datos en dos nodos, uno que corresponde a las parcelas con CICE menor o igual a 11,93 cmol₍₊₎kg⁻¹ (el 80% de las parcelas, nodo 1) y otro nodo con las parcelas que tienen una CICE mayor de 11,93 cmol₍₊₎kg⁻¹. El índice

de Shannon correspondiente al primer nodo tiene un valor medio de 3,057, y es este primer nodo el que vuelve a ser dividido en cinco nodos con índices de Shannon significativamente diferentes: temperatura media anual menor o igual a 6,7°C; entre 6,7°C y 7,4°C; entre 7,4°C y 8,5°C; entre 8,5°C y 8,8°C; y temperatura media anual mayor que 8,8°C. El valor medio más elevado para el índice de Shannon corresponde al nodo con la temperatura media entre 7,4°C y 8,5°C (28% de las parcelas pertenecientes al nodo 1) y es un valor de 3,238. El R² para el ajuste del modelo corresponde a un 84,67%.

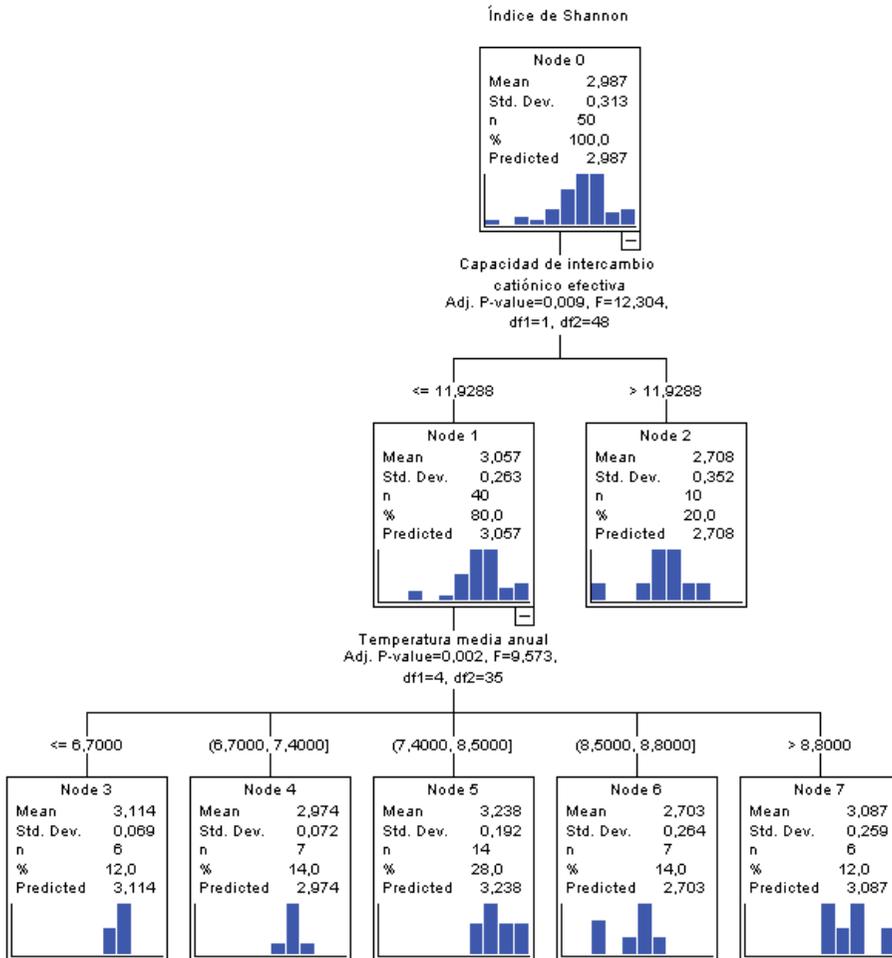


Figura 4.3. Árbol de decisiones CHAID para la variable dependiente índice de Shannon en la zona del Pirineo Aragonés.

4.3.3. PIRINEO FRANCÉS

Los valores mínimos, máximos y medios de los índices de biodiversidad de Simpson y Shannon se muestran en la Tabla 4.26. Para el índice de Simpson se obtuvo un valor medio de 23,12 y para el índice de Shannon de 3,19. Para ambos índices de biodiversidad el máximo estuvo en la parcela Station 7. En el caso del índice de Simpson el mínimo apareció en la parcela Station 1, mientras que para el índice de Shannon apareció en la parcela Station 4.

Tabla 4.26. Estadísticos descriptivos de los índices de biodiversidad para la zona de Francia.

	Mínimo	Máximo	Media	Media del Error Estándar	Desviación estándar
Índice de Simpson 1/D	11,94	31,65	23,12	2,64	7,91
Índice de Shannon	2,86	3,55	3,19	0,10	0,31

En el caso de las parcelas del Pirineo Francés no se han podido realizar el análisis de correlaciones entre los índices de biodiversidad y los parámetros edáficos ni el análisis por CHAID, ya que las parcelas utilizadas por el equipo francés para el análisis edáfico y para el análisis de la biodiversidad no fueron las mismas.

4.3.4. PORTUGAL

La composición florística de los prados de Portugal refleja el carácter finícola de la distribución de las comunidades típicas de estos hábitats. Los taxones dominantes en las parcelas estudiadas fueron *Agrostis capillaris/castellana complex*, *Arrhenatherum elatius subsp. bulbosum*, *Festuca rothmaleri*, *Holcus lanatus subsp. lanatus*, además de *Hypochaeris radicata* y *Plantago lanceolata*, que aparecen en casi todas las parcelas, aunque con una cobertura menor que los cuatro anteriores.

Los valores mínimos, máximos y medios de los índices de biodiversidad de Simpson y Shannon se muestran en la Tabla 4.27. El valor medio para el índice de Simpson fue de 10,02 y el valor medio para el índice de Shannon fue de 2,44, valores bastante cercanos a las medianas. Los valores máximos para ambos índices aparecieron en la misma parcela del concejo de

Bragança y los mínimos en la misma parcela del concejo de Vila Pouca de Aguiar.

Respecto a las correlaciones entre los índices de biodiversidad y las propiedades edáficas, todas las correlaciones son comunes a ambos índices (Tabla 4.28). Casi todas las correlaciones son positivas, excepto con el aluminio intercambiable y la relación Ca:Mg (-0,546** y -0,561** respectivamente para el índice de Simpson; -0,510** y -0,579** respectivamente para el índice de Shannon), y significativas al nivel de significación 0,01, excepto la correlación con la conductividad eléctrica (0,332* para el índice de Simpson y 0,384* para el índice de Shannon).

Tabla 4.27. Estadísticos descriptivos de los índices de biodiversidad para la zona de Portugal.

	Mínimo	Máximo	Media	Mediana	Media del Error Estándar	Desviación estándar
Índice de Simpson 1/D	2,98	17,02	10,02	9,81	0,53	3,76
Índice de Shannon	1,29	2,96	2,44	2,47	0,05	0,37

Tabla 4.28. Coeficientes de correlación de Spearman para las relaciones significativas entre los índices de biodiversidad y las propiedades edáficas de los suelos de Portugal.

* significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.

	Índice de Simpson 1/D	Índice de Shannon
pH	0,593**	0,558**
Conductividad eléctrica	0,332*	0,384*
Ca intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	0,571**	0,576**
K intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	0,474**	0,421**
Mg intercambiable (cmol+ kg ⁻¹)	0,587**	0,588**
Al intercambiable ((cmol+ kg ⁻¹	-0,546**	-0,510**
CICE ¹	0,600**	0,601**
Ca:Mg	-0,561**	-0,579**
ACCE ² (%)	0,397**	0,396**

¹ Capacidad de intercambio catiónico efectiva, en cmol+ kg⁻¹; ² Caliza activa, %.

De acuerdo con el test de Mann-Whitney, ambos índices resultaron afectados por la zona de localización de las parcelas. Las medianas para la zona de Bragança (n=18) fueron de 12,9 para el índice de Simpson y de 2,7 para el índice de Shannon; para la zona de Vila Pouca de Aguiar (n=25) se situaron en 7,53 para el índice de Simpson y 2,26 para el índice de Shannon. Los valores

del estadístico y los niveles de significación se presentan en la Tabla 4.29. Según el resultado de este test, la mediana sería mayor en la zona de Bragança para ambos índices de diversidad.

Tabla 4.29. Valores del estadístico del test U de Mann Whitney en relación a la zona de localización y significaciones bilaterales para los índices de biodiversidad.

	Índice de Simpson 1/D	Índice de Shannon
U de Mann-Whitney	82,000	75,000
Significación bilateral	0,000	0,000

En el caso de las parcelas de Portugal, el árbol de decisiones CHAID para el índice de Shannon solamente da como resultado una variable explicativa (Figura 4.4), la capacidad de intercambio catiónico efectiva ($F=20,128$, $p<0,01$). La CICE produce dos nodos a partir del conjunto de los datos, uno con CICE menor o igual a $8,58 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, que agrupa el 60,5% de las parcelas, y otro nodo con CICE mayor que $8,58 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$. El segundo nodo posee el valor medio del índice de Shannon más elevado (2,663). El ajuste del modelo se corresponde con un $R^2=75,54\%$.

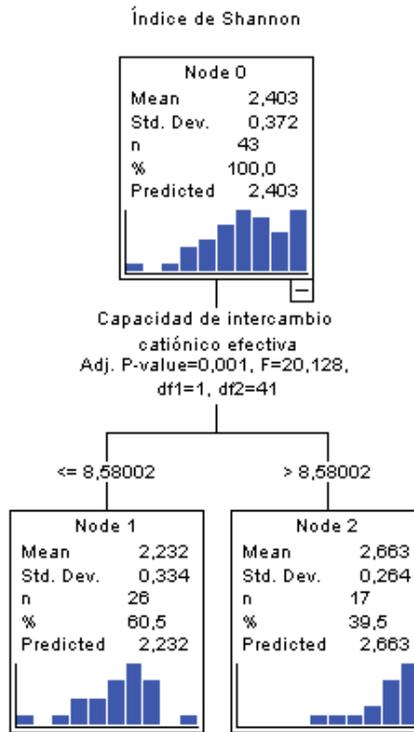


Figura 4.4. Árbol de decisiones CHAID para la variable dependiente índice de Shannon en la zona del norte de Portugal.

4.4. COMPARACIÓN ENTRE LAS CUATRO ZONAS

4.4.1. VARIABLES EDÁFICAS

La mayoría de las propiedades del suelo estudiadas resultaron afectadas significativamente por la zona de localización. Se utilizó un test de Kruskal-Wallis, que es equivalente no paramétrico del test ANOVA, debido a la falta de normalidad en los datos procedentes de Portugal. Según este test, el único parámetro que no mostró diferencias significativas dependientes de la zona fue el carbonato cálcico equivalente. Los valores de los estadísticos y las significaciones bilaterales para este test se muestran en la Tabla 4.30.

El test de Kruskal-Wallis solamente indica que existen diferencias en las variables respecto a las distintas zonas, pero no indica entre qué zonas aparecen estas diferencias. Para esto, es necesario realizar comparaciones dos a dos entre las zonas con el test de Mann-Whitney. Según los resultados de este test (ANEXO I, Tabla I.2.), la zona de Picos de Europa posee las mayores medianas para la gran mayoría de las variables estudiadas: pH, conductividad eléctrica, fósforo asimilable, sodio intercambiable, capacidad de intercambio catiónico efectiva, relación Ca:Mg, caliza activa, porcentaje de arcilla y limo, capacidad de campo, punto de marchitez permanente, capacidad de retención de agua disponible y saturación. Por el contrario, las variables que presentan los menores valores en Picos de Europa son el nitrógeno total, el potasio intercambiable, la relación K:Mg, el porcentaje de arena y el índice de Bouyoucos. La relación K:Mg de medianas más elevadas aparece en la zona del Pirineo Francés.

4.4.2. BIODIVERSIDAD

Para la comparación de los índices de biodiversidad entre las cuatro zonas, se realizó un test ANOVA en el caso del índice de Simpson y se utilizó el test de Kruskal-Wallis en el caso del índice de Shannon, seguido de comparaciones dos a dos con el test de Mann-Whitney, ya que esta variable se aparta de la distribución normal.

Según el test ANOVA, el índice de Simpson, cuyos valores medios para cada una de las zonas de muestreo se muestran en la Tabla 4.31, presentó diferencias significativas entre las cuatro zonas ($F= 56,094$, sig < 0,001).

Según los resultados, las zonas con un índice de biodiversidad de Simpson mayor son Picos de Europa y el Pirineo Francés, mientras que la zona con menor valor de biodiversidad según este índice es Portugal. En lo que respecta al índice de Shannon (Tabla 4.32), el test de Kruskal-Wallis evidencia también diferencias entre las cuatro zonas (χ^2 de Kruskal-Wallis= 76,458, sig < 0,001). Las diferencias significativas aparecen en la comparación entre Picos de Europa y el Pirineo Aragonés, entre Picos de Europa y Portugal, entre Aragón y Portugal, y entre Francia y Portugal. No aparecieron diferencias significativas al comparar Picos de Europa y el Pirineo Francés ni en la comparación entre el Pirineo Francés y Aragonés. Los valores del estadístico de Mann-Whitney y las significaciones bilaterales correspondientes a las comparaciones significativamente distintas se muestran en la Tabla 4.32.

Tabla 4.30. Valores de los estadísticos de Kruskal-Wallis y significaciones bilaterales en relación a las cuatro grandes zonas de muestreo para todas las variables con diferencias significativas.

	pH ¹	CE ²	MO ³	N	CN	P ⁴
χ^2 de Kruskal-Wallis	100,58	60,31	53,5	51,55	39,84	53,96
Significación bilateral	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Ca ⁵	K ⁵	Mg ⁵	Na ⁵	Al ⁵	CICE ⁵
χ^2 de Kruskal-Wallis	77,15	51,19	26,1	67,28	96,64	44,37
Significación bilateral	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Ca:Mg	K:Mg	ACCE ⁶	B ⁴	Arena (%)	Arcilla (%)
χ^2 de Kruskal-Wallis	54,97	41,88	25,08	11,03	51,1	36,37
Significación bilateral	0,000	0,000	0,000	0,012	0,000	0,000
	Limo (%)	I.B. ⁷ (%)	Da ⁸	CC ⁹	PMP ¹⁰	CRAD ¹¹
χ^2 de Kruskal-Wallis	42,48	51,3	47,5	49,89	38,49	46,47
Significación bilateral	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Saturación (%)	Tasa de drenaje ¹²				
χ^2 de Kruskal-Wallis	46,89	36,95				
Significación bilateral	0,000	0,000				

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ²Conductividad eléctrica en el extracto (1:5) medida a 25 °C, dS m⁻¹; ³ Materia orgánica, %; ⁴ Fósforo asimilable y boro disponible, medidos en mg kg⁻¹; ⁵ Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónica efectiva, medidos en cmol⁺ kg⁻¹; ⁶ Caliza activa, %; ⁷ índice de Bouyoucos; ⁸ Densidad aparente, g cm⁻³; ⁹ Capacidad de campo, %; ¹⁰ Punto de marchitez permanente, %; ¹¹ Capacidad de retención de agua disponible, %; ¹² cm h⁻¹.

Tabla 4.31. Valores medios de los índices de biodiversidad para las cuatro zonas de muestreo: Picos de Europa, Pirineo Aragonés, Pirineo Francés y norte de Portugal.

	Picos de Europa	Pirineo Aragonés	Pirineo Francés	Portugal
Índice de Simpson 1/D	23,22 a (3,06)	18,33 b (5,43)	23,12 a (7,91)	9,5 c (3,8)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, a > b. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, p < 0,05. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis.

Tabla 4.32. Medianas de los índices de biodiversidad para las cuatro zonas de muestreo; valores del estadístico del test U de Mann Whitney en las comparaciones con diferencias significativas entre las zonas de muestreo para el índice de Shannon.

Las significaciones bilaterales para los valores del estadístico siempre son 0,00.

	Picos de Europa	Pirineo Aragonés	Pirineo Francés	Portugal
Índice de Shannon	3,05	3,01	2,87	2,45
	Picos de Europa-Aragón	Picos de Europa-Portugal	Aragón-Portugal	Francia-Portugal
U de Mann-Whitney	214,000	7,000	203,000	15,000

4.5. SERIES DE VEGETACIÓN

Actualmente, el concepto de serie de vegetación se refiere a todo el conjunto de comunidades vegetales que pueden encontrarse en espacios teselares afines como resultado de la sucesión, incluyendo las cualidades mesológicas, geográficas y florísticas de la asociación representativa de la cabeza de serie (etapa clímax), así como de las asociaciones iniciales o subseriales que la pueden sustituir (Díaz, 2014). La vegetación potencial es la comunidad vegetal estable en un área determinada y representa la última etapa de la sucesión. La vegetación potencial se suele considerar equivalente a la etapa de clímax (la etapa final madura de la sucesión), representada por una comunidad vegetal que es territorialmente la etapa de máximo biológico estable y, por tanto, se puede considerar como la cabeza de serie. Cada serie de vegetación posee una vegetación potencial y unas etapas de sucesión particulares (Díaz, 2014).

En el área de Picos de Europa, se han encontrado tres series de vegetación, de acuerdo a los autores mencionados en la sección de Material y Métodos, que son definidas a continuación. La numeración corresponde a la de “Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Memoria del mapa de vegetación potencial de España). Parte II.” de Rivas *et al.* (2011).

5m. *Carici caudatae-Fago sylvaticae sigmetum* [VP: Hayedos piceo-europeos, redesanos orientales, serrano cuerano y suevenses] Serie climatofila piceo-europeana, redesana oriental, serrano cuerano y suevense mesofítica neutrófila meso-orotemplada inferior (colina, montana y subalpina inferior) húmedo-hiperhúmeda de los bosques de *Fagus sylvatica* con *Carex caudata* [***Carici caudatae-Fago sylvaticae sigmetum***]. Serie endémica de

España peninsular. Se distinguen dos faciaciones: 5ma. Faciación típica (colina y montana) de *Carex caudata*; y 5mb. Faciación orotemplada inferior (subalpina inferior) de *Rosa pendulina*.

CABEZA DE SERIE (ASOCIACIÓN) o VEGETACIÓN POTENCIAL: *Carici caudatae-Fagetum sylvaticae* (**Hayedos picoeuropeanos redesanos orientales, serrano cueranos y suevenses**). Hayedos quionófilos picoeuropeanos y de la zona oriental redesana (Subprovincia Orocantábrica) y de las Sierras del Cuera y Suevo (Serrano Cuerao y Suevenses, Subprovincia Cantabroatlántica) meso-supratemplados superiores (colinos-altimontanos), que se desarrollan sobre suelos de tipo karst (Terra fusca (lehm pardo-calizo), sobre calizas karstificadas), más someros y secos, sobre calizas masivas, en áreas a menudo de pendiente acusada. Son hayedos con abundante roca aflorante y una fuerte acumulación de hojarasca no descompuesta. En el estrato arbóreo de estos bosques las hayas tienen un menor porte y fuste poco recto, mientras que en el arbustivo son comunes la escuernacabras, sagraera o carrasquillo (*Rhamnus alpina*) e incluso el grosellero de los Alpes (*Ribes alpinum*), no siendo infrecuente la presencia de la aliaga de los Picos (*Genista legionensis*) en sus claros y orlas en los territorios orocantábricos y cueranos. Por su parte el herbáceo es menos denso y diverso que en los hayedos éutrofos con mercurial, siendo típica la presencia de las gramíneas *Sesleria albicans*, *Helictotrichon cantabricum*, junto con las ciperáceas *Carex caudata* y *Carex brevicollis*, además de numerosas orquidáceas de los géneros *Cephalanthera* y *Epipactis*. En las áreas orotempladas inferiores (subalpinas inferiores) en el sotobosque de estos hayedos es frecuente la presencia de *Rosa pendulina* que define una raza regional altitudinal (subasociación). Estos hayedos se desarrollan sobre suelos de tipo karst, más someros y secos, desarrollados sobre calizas masivas, en áreas a menudo de pendiente acusada y que se circunscriben, casi exclusivamente, al macizo de los Picos de Europa, Montes de Ponga y Sierras del Suevo (puntual) y del Cuera.

ETAPAS DE SUSTITUCIÓN. Las etapas seriales más significativas de la serie de los hayedos picoeuropeanos y cueranos son las siguientes: **1) Formaciones arbustivas de orla:** son generalmente arbustos espinosos (espinales) dominados por diferentes especies del género *Rosa*, junto con endrinos, prunales o espinos negros (*Prunus spinosa*) y otras propias del sotobosque. En los afloramientos rocosos son abundantes agracejos cantábricos (*Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica*), escuernacabras (*Rhamnus alpina*), guillomeros (*Amelanchier ovalis*) y cerezo de Santa Lucía o cerezalín (*Prunus mahaleb*). **2) Matorrales de degradación:** cuando se produce la desaparición de los horizontes superiores del suelo, los territorios cuya potencialidad corresponde a estos hayedos éutrofos son colonizados por comunidades arbustivas de porte almohadillado presididas por la aulaga o aliaga de los Picos *Genista legionensis* (endemismo picoeuropeo, redesano oriental y cuerano con poblaciones disyuntas alejadas), que en ocasiones

convive con la aulaga *Genista occidentalis*. Estos **aulagares** corresponden a la asociación *Lithodoro diffusae-Genistetum legionensis ericetosum vagantis*, caracterizada por la dominancia de la citada *Genista legionensis* y la presencia de otras plantas como *Helianthemum urriense*, *Glandora diffusa*, *Teucrium pyrenaicum*, *Globularia nudicaulis*, *Thymelaea ruizii*, *Erica vagans* y *Euphorbia flavicoma* subsp. *occidentalis*, entre otras. En los suelos profundos y descarbonatados, los aulagares son sustituidos por **brezales-tojales** con tojos, árgomas o cotoyas (*Ulex gallii*), brezo cantábrico (*Daboecia cantabrica*), brezina o gorbiza (*Calluna vulgaris*) y diversas especies del género *Erica*. **3) Praderas:** lastonares y herbazales constituidos por *Sesleria albicans* y/o *Helictotrichon cantabricum*] y si los suelos son más profundos Prados de siega o diente (*Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi*).

6f. *Helleboro occidentalis-Tilio platyphylli sigmetum (Mercurialido perennis-Fraxino excelsioris sigmetum)* [VP: Tiledas o tilares orocantábricos con roble albar y fresnos] Serie climato-temporihigrófila orocantábrica de laderas y congostos meso-supratemplada (colinas y montañas) húmedo-hiperhúmeda de los bosques de *Tilia cordata* con *Helleborus occidentalis* [***Helleboro occidentalis-Tilio platyphylli sigmetum (Mercurialido perennis-Fraxino excelsioris sigmetum)***]. Serie endémica de España. En Asturias, además de la faciación típica (6aa) ya descrita, se reconoce la 6ae faciación mesomontana picoeuropeana occidental con *Phillyrea latifolia*, propia del territorio de Los Beyos, y que se caracteriza por llevar como etapa de sustitución los matorrales de labiérnagos de hoja ancha (*Helictotricho cantabrici-Phillyretum latifoliae*), que en ocasiones constituyen comunidades permanentes.

CABEZA DE SERIE (ASOCIACIÓN) o VEGETACIÓN POTENCIAL: ***Helleboro occidentalis-Tilietum platyphylli* (Tiledas o tilares orocantábricos con roble albar y fresno)**. En los territorios de la Cordillera Cantábrica (orocantábricos) situados por debajo de los 800 a 900 m de altitud (es decir, en los pisos bioclimáticos meso y supratemplado (colinos y montanos), de sustratos calcáreos y principalmente sobre coluviones de laderas, con suelos ricos, la vegetación potencial corresponden a unos bosques mixtos de tilos, roble albar, fresnos, y arces, entre otros elementos arbóreos, que se distribuyen fundamentalmente por los valles septentrionales del centro y oriente de la Cordillera Cantábrica con presencia en algunos afloramientos calcáreos del occidente de la Cantábrica (territorios laciano-ancarenses de la cuenca del río Narcea). Estos tilares con roble albar y fresnos son exclusivos de la vertiente septentrional de la Cordillera Cantábrica y se desarrollan mejor

en suelos maduros y profundos, ricos en nutrientes y frescos de los coluviones, teniendo su óptimo en tierras pardas eútrofas; determinadas facies pueden desarrollarse en biotopos más secos, sobre suelos menos potentes en afloramientos calcáreos. Su estrato arbóreo es muy diverso, en el que los tilos o tilares (*Tilia platyphyllos* y *T. cordata*) juegan un papel destacado junto a otros árboles como el roble albar (*Quercus petraea*), el fresno común (*Fraxinus excelsior*), el arce o plágano (*Acer pseudoplatanus*) y el olmo de montaña o llamera (*Ulmus glabra*). En las zonas más lluviosas puede aparecer el haya (*Fagus sylvatica*). Los estratos arbustivos y subarbustivos son generalmente ricos y diversos, con avellanos (*Corylus avellana*), espineras (*Crataegus monogyna*), endrinos, prunales o andrinos (*Prunus spinosa*), aligustres (*Ligustrum vulgare*), acebos (*Ilex aquifolium*), cornejos (*Cornus sanguinea*), rosas (diversas especies del género *Rosa*.) y zarzas (varias especies del género *Rubus*). Las lianas más frecuentes son la madreseña (*Lonicera periclymenum*), la hiedra (*Hedera helix*) y la nueza negra o uva de perru (*Tamus communis*), la hierba del pordiosero o vilorto (*Clematis vitalba*) y, en zonas más cálidas, las raspalenguas (*Rubia peregrina*), el aro, yaro, llengua de culiebra, velilla o pan de culebra (*Arum italicum*) y la zarzaparrilla (*Smilax aspera*). El matorral suele ser escaso, aunque pueden aparecer ruscos (*Ruscus aculeatus*), cauriotos (*Erica vagans*) o laureolas (*Daphne laureola*). En el estrato herbáceo, también muy diverso, la riqueza edáfica se manifiesta a través de plantas exigentes, como el helecho *Polystichum setiferum* y otras herbáceas nemorales características de los bosques de suelos ricos (eútrofos): *Carex sylvatica*, *Helleborus viridis* subsp. *occidentalis*, *Mercurialis perennis*, *Primula acaulis*, *Ornithogalum pyrenaicum*, *Prunella vulgaris*, *Sanicula europaea*, *Saxifraga hirsuta*, *Brachypodium sylvaticum*, *Melica uniflora*, *Hypericum androsaemum*, *Galium odoratum*, *Lilium martagon*, etc., además de diversos helechos como *Phyllitis scolopendrium* ó *Dryopteris affinis*. En el seno de estos bosques mixtos se pueden reconocer varias facies además de la típica (con *Tilia cordata*), propia de suelos del karst. En zonas menos lluviosas (por debajo de los 1150 mm de agua de lluvia anuales), la abundancia de rebollos (*Quercus pyrenaica*) permite reconocer la **facies con rebollos**. Por el contrario, en zonas más lluviosas (precipitaciones por encima de los 1400 mm de agua de lluvia al año), como ya hemos indicado, el bosque se enriquece en *Fagus sylvatica* (*facies con hayas*). En el concejo de Somiedo y en la comarca de Valdeón (León) el quejigo (*Quercus faginea*) se integra en este tipo de bosques mixtos, cuando los coluviones están constituidos por elementos más finos, constituyendo la

facies de quejigo. En ocasiones también en estos bosques es frecuente encontrar abundantes castaños (*Castanea sativa*) en el estrato arbóreo.

ETAPAS DE SUSTITUCIÓN. Las etapas seriales más significativas de la serie de las tilledas orcantábricas con roble albar y fresno son las siguientes:

1) Prebosques: es bastante frecuente encontrar etapas jóvenes del bosque (**prebosques**), ricas en fresnos y arces y en las que los robles albares son poco abundantes. Por otra parte, en ocasiones también en estos bosques es frecuente encontrar abundantes castaños (*Castanea sativa*) en el estrato arbóreo.

2) Formaciones arbustivas de orla: espinales del *Pruno spinosae-Berberidetum cantabricae* dominados por avellanos (*Corylus avellana*), diversas rosáceas (*Rosa* sp. pl., *Rubus* sp. pl., *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, etc.) y en las que también pueden participar el escuernacabras (*Rhamnus alpina*) y el agracejo (*Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica*). En áreas colinas también encontramos zarzales y espinales del *Tamo communis-Rubetum ulmifolii* subas. *rosetosum villosae*.

3) Matorrales de degradación: solamente cuando la serie ocupa territorios provistos de calizas duras y si además ha habido decapitación de los suelos, pueden ocupar el biótopo diferentes tipos de **aulagares**, según el territorio, que de forma natural, únicamente viven en los espolones rocosos formando comunidades permanentes. Aulagares del *Lithodoro diffusae-Genistetum occidentalis* sobre suelos someros y secos en los territorios Ovetenses y Picoeuropeano-Ubiñenses, caracterizados por la presencia de *Genista occidentalis*, *Glandora diffusa*, *Teucrium pyrenaicum*, *Helianthemum canum* subsp. *cantabricum* y *Koeleria vallesiana*, entre otras, y por la ausencia de *Ulex europaeus*. En las áreas más continentales, principalmente al sur de la cordillera, los aulagares responden a la subasociación típica (*genistetosum occidentalis*), y en áreas menos continentales por la subas. *ericetosum vagantis*. Aulagares del *Lithodoro diffusae-Genistetum legionensis* sobre los litosuelos calcáreos de crestones y lapiaces en de los territorios picoeuropeanos-ubiñenses. Se caracterizan por la dominancia de *Genista legionensis* y la presencia de otras plantas como *Helianthemum urriense*, *Glandora diffusa*, *Genista occidentalis*, *Teucrium pyrenaicum*, *Globularia nudicaulis*, *Thymelaea ruizii* y *Euphorbia flavicoma* subsp. *occidentalis*, entre otras.

4) Praderas: prados de siega o diente (*Lino biennis-Cynosuretum cristati* y *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi*) y si los suelos son someros y los substratos rocosos, lastonares calcícolas de *Brachypodium rupestre* (*Potentillo montanae-Brachypodium rupestris*).

19n. Berberido cantabricae-Quercus fagineae sigmetum [VP: Quejigares orocantábricos] Serie climatófila y edafoxerófila picoeuropeana y somedana mesotemplada y supratemplada inferior (colina y montana inferior) húmeda submediterránea de los bosques de *Quercus faginea* (quejigo) con *Berberis cantabrica* (agracejo cantábrico) [**Berberido cantabricae-Quercus fagineae sigmetum**]. Serie endémica de España peninsular.

CABEZA DE SERIE (ASOCIACIÓN) o VEGETACIÓN POTENCIAL:

Berberido cantabricae-Quercetum fagineae (**Quejigares orocantábricos**). Bosques de quejigos (*Quercus faginea*) de distribución picoeuropeana, aunque puntualmente se extienden hasta Somiedo, en sustratos ricos en carbonatos, propios del piso mesomontano (colino) alcanzando puntualmente el supratemplado (montano) inferior, en ombroclimas de carácter húmedo y con un fuerte matiz submediterráneo. En el estrato arbóreo, además del quejigo, aparecen *Fraxinus excelsior*, *Corylus avellana*, *Prunus mahaleb*, *Sorbus intermedia*, *Tilia platyphyllos* y *Crataegus monogyna*. En el sotobosque de estas formaciones forestales son relativamente frecuentes el agracejo cantábrico (*Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica*), la aulaga de los Picos (*Genista legionensis*) —exclusivamente en los territorios picoeuropeanos de la serie—, *Laserpitium flabellatum*, prados de siega o diente (*Lino biennis-Cynosuretum cristati* y *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi*) *Glandora diffusa*, *Pimpinella siifolia*, *Ribes alpinum*, *Primula vulgaris* subsp. *columnae*, *Hepatica nobilis*, *Helleborus viridis* subsp. *occidentalis*, *Ilex aquifolium*, *Mycelis muralis* y *Mercurialis perennis* entre otras. Estos bosques de quejigos ibéricos con agracejos cantábricos, se hallan relictos a baja altitud en las laderas soleadas de Valdeón y dispersos en otros valles internos calizos picoeuropeano-ubiñenses septentrionales (Somiedo).

ETAPAS DE SUSTITUCIÓN. Las etapas seriales más significativas de la serie de los quejigares orocantábricos son las siguientes: **1) Formaciones arbustivas de orla:** generalmente es un **espinar de agracejos y espinos** (*Pruno spinosae-Berberidetum cantabricae*), en los que aparecen, además del escuernacabras (*Rhamnus alpina*) y el agracejo (*Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica*), otros arbustos tales como el endrino (*Prunus spinosa*) y el cerezo de Santa lucia (*Prunus mahaleb*). **2) Matorrales de degradación: aulagares.** Principalmente se trata de aulagares del *Lithodoro diffusa-Genistetum legionensis*, en los territorios picoeuropeanos de la serie, caracterizada por la dominancia de *Genista legionensis* y la presencia de otras plantas como *Helianthemum urriense*, *Glandora diffusa*, *Genista occidentalis*, *Teucrium pyrenaicum*, *Globularia nudicaulis*, *Erica vagans*, *Thymelaea ruizii* y *Euphorbia flavicoma* subsp. *occidentalis* entre otras. En las áreas somedanas de la serie los aulagares corresponden a los del *Lithodoro-Genistetum occidentalis ericetosum vagantis*, caracterizados por la presencia de *Genista occidentalis*, *Erica vagans*, *Glandora diffusa*, *Teucrium pyrenaicum*, *Helianthemum canum* subsp. *cantabricum.*, y *Koeleria vallesiana*. **3) Praderas y prados:** en mosaico

con los aulagares, o bien reemplazando a estos en las áreas más pastoreadas y quemadas, se desarrollan lastonares de *Brachypodium rupestre* (*Potentillo montanae-Brachypodium rupestris*) y prados de siega o diente del *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi*, favorecidos por la actividad antrópica.

En las parcelas de Liébana, Cantabria, aparecen las series *Carici caudatae-Fago sylvaticae* sigmetum (en las cinco parcelas) y *Helleboro occidentalis-Tilio platyphylli* sigmetum (en dos parcelas de Liébana); en las parcelas de Castilla y León, las series *Helleboro occidentalis-Tilio platyphylli* sigmetum y *Berberido cantabricae-Querco fagineae* sigmetum constituyen nueve de las diez parcelas, mientras que en la restante (una parcela de Valdeón) se identificó la serie *Carici caudatae-Fago sylvaticae* sigmetum. Por último, en las parcelas de Asturias la serie dominante es *Carici caudatae-Fago sylvaticae* sigmetum, que fue identificada en todas las parcelas de Sotres y Angón, aunque en esta última localidad apareció también la serie *Helleboro occidentalis-Tilio platyphylli* sigmetum en dos de las parcelas.

En los prados muestreados del Pirineo Aragonés se encontraron cuatro series de vegetación, de acuerdo a los autores ya mencionados. La numeración corresponde al mismo trabajo que en el caso de Picos de Europa:

3k. *Teucro pyrenaici-Pinetum pyrenaicae* sigmetum [VP: Serie de los pinares albares pirenaicos centrales calcícolas con teucrios pirenaicos y enebros hemisféricos] Serie climatófila pirenaica central calcícola templada oceánica supratemplada húmedo-hiperhúmeda de los bosques de *Pinus pyrenaica* y *Teucrium pyrenaicum* con *Juniperus hemisphaerica* y *Ononis aragonensis*.

CABEZA DE SERIE (ASOCIACIÓN) o VEGETACIÓN POTENCIAL: *Teucro pyrenaici-Pinetum pyrenaicae* (Serie de los pinares albares pirenaicos centrales calcícolas con teucrios pirenaicos y enebros hemisféricos). Pinares albares pirenaicos calcícolas supratemplados húmedo-hiperhúmedos, que tienen su mejor representación en las vertientes meridionales del sector Pirenaico Central, sobre todo en los distritos Altopirenaico Aragonés y Pirenaico Occidental Aragonés. En estos pinares albares pirenaicos con boj son abundantes en el sotobosque y en sus márgenes, a modo de reliquias del tardiglaciar, algunos arbustos como *Juniperus hemisphaerica*, *Juniperus sabina* y *Ononis aragonensis*; pero están ausentes muchas de las especies más significativas de la serie prepirenaica aragonesa del pino albar pirenaico (*Echinosparto horridi-Pino pyrenaicae* sigmetum) como: *Echinospartum horridum*, *Arenaria oscensis*, *Brassica turbonis*, *Cotoneaster masclansii*,

Erinacea anthyllis, *Lavandula pirenaica*, *Linum milletii*, *Scabiosa graminifolia*, *Teucrium guarense*, etc.

5a. *Scillo liliohyacinthi- Fageto sigmetum* [VP: Serie montana pirenaica basófila y ombrófila del haya (*Fagus sylvatica*)] Serie climatófila pirenaica axial mesofítica neutrófila o ligeramente acidófila templada oceánica supratemplada húmedo-hiperhúmeda de los bosques de *Fagus sylvatica* y *Scilla liliohyacinthus* con *Prenanthes purpurea* y *Cardamine heptaphylla*.

CABEZA DE SERIE (ASOCIACIÓN) o VEGETACIÓN POTENCIAL: *Scillo liliohyacinthi- Fago sylvaticae* (Serie de los hayedos pirenaicos axiales mesofíticos neutrófilos con escilas azucena-jacintos y prenanthes purpúreas con dentarias heptáfilas). Se distinguen tres faciaciones: 5aa, faciación típica pirenaica supratemplada de *Luzula sylvatica*; 5ab, faciación pirenaica occidental de *Saxifraga hirsuta*; y 5c, faciación pirenaica occidental navarra de *Galium rotundifolium*. La serie pirenaica basófila y ombrófila del haya corresponde en su etapa madura o clímax a un hayedo de gran porte que posee un sotobosque rico en geófitos y hierbas (*Scillo liliohyacinthi-Fagetum*). Esta serie se encuentra ampliamente distribuida por todo el piso montano medio y superior de la cadena pirenaica. Prefiere los suelos profundos eútrofos, frescos y ricos en bases (tierra pardas centro europeas de mull). Los hayedos de esta serie son bastante escasos en áreas muy soleadas o continentales, así como en aquellas en que existen sequías prolongadas durante el verano; en tales territorios buscan los piedemontes o gargantas con cierta compensación edáfica. Por el contrario, se desarrollan bien en comarcas con lluvias y nieblas estivales abundantes. Las etapas de sustitución, como pueden ser los prebosques de serbales y avellanos más o menos enmarañados con zarza, suelen estar conducidas por el hombre hacia praderas productivas en verano, bien aprovechadas básicamente a diente (*Mesobromion*), bien dalladas y pastadas (*Cynosurion*), o bien dalladas y estercoladas (*Arrhenatherion*). La temperatura media anual debe oscilar entre los 6 y 10° y el ombroclima es en general hiperhúmedo. Como bioindicadores y especies diferenciales de la etapa madura de esta serie se pueden destacar *Cardamine heptaphylla*, *Carex sylvatica*, *Elymus europaeus*, *Euphorbia hiberna*, *Festuca altissima* o *Lathyrus grandiflorus*.

ETAPAS DE SUSTITUCIÓN. A continuación se relacionan algunas especies bioindicadoras de las series de los hayedos pirenaicos axiales con escilas azucena-jacintos y las etapas seriales más significativas. **1) Bosques:**

Fagus sylvatica, *Scilla liliohyacinthus*, *Cardamine heptaphylla* y *Lathyrus grandiflorus*. **2) Matorral denso:** *Salix caprea*, *Sambucus racemosa*, *Lonicera xylosteum* y *Rubus caesius*. **3) Matorrales de degradación:** *Genistella sagitalis*, *Genista pilosa*, *Galium saxatile* y *Stachys alipecurus*. **4) Pastizales:** *Trisetum flavescens*, *Astrantia major* y *Chaerophyllum aureum*.

5d. *Helleboro occidentalis*-Fageto sigmetum [VP: Serie montana pirenaica xerófila del haya (*Fagus sylvatica*)] Serie climatófila oriental mesofítica neutrófila o ligeramente acidófila templada oceánica meso-supratemplada húmeda de los bosques de *Fagus sylvatica* y *Helleborus occidentales* con *Phyteuma pyrenaicum* y *Pteridium aquilinum*.

CABEZA DE SERIE (ASOCIACIÓN) o VEGETACIÓN POTENCIAL: *Helleboro occidentalis*-*Fago sylvaticae* (Serie de los hayedos pirenaicos orientales mesofíticos neutrófilos o ligeramente acidófilos con eléboros occidentales y fiteumas pirenaicas con helechos comunes). Sobre suelos menos profundos y en comarcas de menor precipitación y estaciones más xerófilas, los hayedos pirenaicos se convierten en los de *Helleboro occidentalis*-*Fagetum*, que constituyen una serie particular. En esta serie de vegetación pueden distinguirse dos facitaciones: 5da, facitación típica neutro-basófila de *Carex digitata*; y 5db, facitación ligeramente acidófila montsignática de *Moehringia trinervia*. Esta serie marginal del haya se encuentra bastante extendida por todo el Pirineo meridional, sobre todo en Cataluña. Aunque el *Helleboro*-*Fagetum* puede hallarse sobre distintos tipos de suelos, prefiere los descarbonatados y sobre todo los de naturaleza ácida. Los hayedos de esta serie alcanzan menor talla y los árboles son algo tortuosos, sin duda por la influencia de un clima más seco y un suelo más desfavorable. Las praderas sustituyentes de esta serie muestran ya una cierta influencia mediterránea (*Xerobromion*, *Cynosurion*). Como bioindicadores y especies diferenciales de la etapa madura de esta serie se pueden destacar *Blechnum spicant*, *Daphne laureola*, *Galium rotundifolium*, *Helleborus foetidus*, *Holcus mollis*, *Teucrium scorodonia* o *Veronica officinalis*.

ETAPAS DE SUSTITUCIÓN. A continuación se relacionan algunas especies bioindicadoras de las series de los hayedos pirenaicos orientales con eléboros occidentales y las etapas seriales más significativas. **1) Bosques:** *Fagus sylvatica*, *Hellebous occidentalis*, *Moehringia trinervia* y *Anemone nemorosa*. **2) Matorral denso:** *Cytisus scoparius*, *Pteridium aquilinum*, *Lonicera periclymenum* y *Stachys officinalis*. **3) Matorrales de degradación:** *Calluna vulgaris*, *Chamaecytisus supinus*, *Thymus pulegioides* y *Viola canina*. **4) Pastizales:** *Agrostis capillaris*, *Potentilla verna* y *Achillea millefolium*.

7i. *Pteridio aquilini-Quercus pubescentis sigmetum* [VP: Serie montana pirenaica del roble peloso o pubescente (*Quercus pubescens*)] Serie climatófila pirenaica catalana submesofítica neutro-acidófila templada oceánica meso-supratemplada subhúmedo-húmeda de los bosques de *Quercus pubescens* y *Pteridium aquilinum* con *Buxus sempervirens* y *Cytisus scoparius*.

CABEZA DE SERIE (ASOCIACIÓN) o VEGETACIÓN POTENCIAL: *Pteridio aquilini-Quercetum pubescentis* (Serie de los robledales pubescentes pirenaicos catalanes submesofíticos neutro-acidófilos con helechos comunes y boj es con piornos negros). La serie montana del roble peloso o pubescente corresponde en su etapa madura a un bosque bastante denso y de talla media en el que suele ser preponderante el roble peloso (*Quercus pubescens*), pero en el que son comunes arces (*Hacer campestre*, *A. opalus*), serbales (*Sorbus aria*, *S. torminalis*) y tilos plateados (*Tilia platyphyllos*). En el sotobosque pueden abundar diversos arbustos espinosos, boj es y madre selvas, así como ciertas hierbas y geófitos. En sus primeras etapas de sustitución u orlas arbustivas son comunes espinos y rosas, y, con una acción ganadera bien llevada, pueden formarse con cierta facilidad prados de diente bastante productivos en verano (*Mesobromion*, *Xerobromion*). Algunas especies bioindicadoras y diferenciales de esta serie son *Amelanchier ovalis*, *Anemone hepática*, *Coronilla emerus*, *Lavandula pyrenaica*, *Linum salsoloides*, *Lathyrus niger*, *Melittis melissophyllum* o *Viburnum lantana*.

ETAPAS DE SUSTITUCIÓN. A continuación se relacionan algunas especies bioindicadoras de las series de los robledales pubescentes pirenaicos catalanes y las etapas seriales más significativas. **1) Bosques:** *Quercus pubescens*, *Hacer opalus*, *Primula veris* subsp. *columnae* y *Helleborus foetidus*. **2) Matorral denso:** *Buxus sempervirens*, *Amelanchier ovalis*, *Viburnum lantana* y *Crataegus monogyna*. **3) Matorrales de degradación:** *Aphyllantes monspeliensis*, *Lavandula pyrenaica*, *Thymus fontquerii* y *Genista scorpius*. **4) Pastizales:** *Avenula mirandana*, *Dichanthium ischaemum* y *Koeleria vallesiana*.

En el caso de los prados de Portugal y el Pirineo Francés, no disponíamos de los datos bioclimáticos necesarios, como el piso bioclimático o el ombrotipo, de manera que no se han podido establecer las series de vegetación. De todas maneras, podemos decir que las series de vegetación del Pirineo Francés no estarían muy alejadas de las del Pirineo Aragonés. Sin embargo, las series de Portugal sí son diferentes tanto de las picoeuropeanas

como de las pirenaicas, debido a las características climáticas de los distintos territorios.

5. DISCUSIÓN

5.1. PICOS DE EUROPA

5.1.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS

Los resultados de los análisis de las propiedades del suelo de los prados de siega estudiados en este proyecto se corresponden con el rango de valores característicos de las zonas de clima templado húmedo (Trueba, *et al.*, 1998). Los altos valores de materia orgánica son coherentes con los encontrados normalmente en prados de siega en estas áreas (Afif & Oliveira, 2008). Los bajos valores de la relación C/N encontrados en todos los prados apuntan hacia una rápida mineralización de la materia orgánica con una buena producción de nitrógeno inorgánico. El umbral de liberación para el nitrógeno inorgánico es una relación C/N de alrededor de 15:1 (Nicolardot, *et al.*, 2001). Un valor de C/N inferior a 10 indica una buena producción de nitrógeno inorgánico (Nicolardot, *et al.*, 2001), prácticamente sin humificación. Sin embargo, los bajos valores de la relación C/N observados en los resultados no son necesariamente indicadores de una elevada disponibilidad de nitrógeno, teniendo en cuenta la pérdida de nitrógeno por lixiviación y su incorporación en ciertas estructuras químicas que son difíciles de descomponer (Smith & Smith, 2009).

Es llamativo que 23 de los 25 prados mostraron valores de fósforo disponible superiores a 30 mg kg^{-1} , algunos de ellos alcanzando altas concentraciones, a pesar del hecho de que una buena proporción de estos prados no son fertilizados. En la capa arable o cultivable del suelo, el fósforo orgánico representa del 20% al 60% del contenido del fósforo total. La relación C:P condiciona la mineralización del fósforo orgánico, de tal forma que se produce liberación de fósforo cuando esa relación es inferior a 250. En nuestro caso, si esta relación es inferior a 100 se produce una buena producción de P inorgánico asimilable por la planta.

La relación Ca:Mg estuvo claramente equilibrada, mientras que la relación K:Mg mostró valores por debajo de 0,2 en nueve parcelas, lo cual indica bien un déficit de potasio o un exceso de magnesio (Jiménez, 1989). El potasio es lixiviado más fácilmente que el fósforo y su contenido en el suelo es más sensible a cambios en el manejo y a la fertilización (Sardans & Peñuelas, 2015). En zonas templadas con períodos húmedos, el régimen de humedad percolante produce una acidificación progresiva por pérdida de bases debido al lavado. Por otra parte, los fenómenos de dilución en períodos húmedos o de concentración en períodos secos tienen una gran influencia sobre los

fenómenos de cambio. Cuando hay dilución en períodos húmedos, los cationes monovalentes adsorbidos, como el potasio (K^+) son cambiados por cationes divalentes, como el calcio (Ca^{2+}), de manera que los cationes monovalentes pasan a la disolución y son más fácilmente arrastrados por el agua de drenaje. El efecto inverso se produce en períodos secos, pero en este caso los cationes divalentes no pueden ser arrastrados debido a la ausencia de drenaje. Esto explica por qué en los climas templados con períodos húmedos los iones monovalentes son siempre minoritarios en el complejo de cambio, incluso siendo abundantes en el material de origen (Roberts, *et al.*, 2005). Otro factor que influye en la concentración de potasio en el suelo es la deposición atmosférica de nitrógeno, que aumenta la lixiviación del primero (Sardans & Peñuelas, 2015). Las bajas concentraciones de K disponible junto con una relación N:K elevada en el suelo se han relacionado con pérdidas en la riqueza de especies (Huang, *et al.*, 2013). También la deposición atmosférica de azufre se ha visto relacionada con la disminución de la disponibilidad de potasio en el suelo en Europa y Norte América (Sardans & Peñuelas, 2015). Los niveles de magnesio se encontraron en general en los niveles normales para suelos de textura arenosa y franca, aunque algunas parcelas presentaron una concentración más elevada, propia de suelos más arcillosos. Un exceso de sodio produce deficiencias en calcio y magnesio, produciendo fuertes defoliaciones en árboles. Para suelos francos, como la mayoría de los estudiados en esta zona, a partir de $1,5 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ pueden existir problemas de salinidad de tipo sódico (Jiménez, 1989). Aproximadamente la mitad de las parcelas superan este valor, por lo que podría ser aconsejable realizar exámenes especiales de salinidad. Cuando iones monovalentes de sodio dominan las superficies de adsorción del suelo, la débil carga positiva del ión no puede contrarrestar las cargas negativas de las partículas de arcilla y estas se repelen. Esta dispersión produce un suelo sin estructura, con aireación, permeabilidad y capacidad de retención de agua insuficientes para el crecimiento óptimo de las plantas (Korb, *et al.*, 2002).

La capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE) medida a pH del suelo usando una disolución no tamponada es una medida de la calidad del suelo que depende en gran manera de la textura del suelo y la cantidad y calidad de la materia orgánica (Tomasic, *et al.*, 2013) y define el estado actual del complejo adsorbente de un suelo ácido. La CICE es la cantidad de cationes adsorbidos que pueden ser intercambiados por unidad de peso del suelo, bajo unas condiciones dadas de temperatura, presión y composición de la fase líquida, y representa la capacidad del suelo para atraer y retener cationes intercambiables (Tomasic, *et al.*, 2013). La mayor parte del intercambio catiónico del suelo ocurre en las arcillas y el humus. Los compuestos húmicos

tienen una capacidad de cambio más elevada que la arcilla, debido a sus numerosos grupos funcionales: como valor medio se suele tomar $200 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ de materia orgánica oxidable (Wattel-Koekkoek, *et al.*, 2003). Altos contenidos en materia orgánica y arcillas poseen un elevado número de cargas negativas que retienen los cationes adheridos, causando un incremento de la CICE (Tomasic, *et al.*, 2013). Varios autores han comunicado evidencias de estas relaciones en diferentes países y tipos de suelo. Se ha encontrado que la capacidad de intercambio catiónica es más elevada en suelos donde el contenido en arcilla es elevado (Tomasic, *et al.*, 2013). Sin embargo, en ciertos suelos la correlación entre la CICE y la arcilla es negativa (Adugna & Abegaz, 2016). Las arcillas expandibles (montmorillonitas y vermiculitas) presentan la máxima capacidad de cambio ($120\text{-}150 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$), mientras que las ilitas tienen su capacidad de cambio reducida ($10\text{-}40 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) debido a la presencia de iones K^+ fijados en posición interlamina (Wattel-Koekkoek, *et al.*, 2003). En Asturias se ha visto que la CICE varía de acuerdo con el porcentaje de arcilla (Afif, *et al.*, 2008). En los prados estudiados en este proyecto, la CICE varió entre 8,38 y 15,1 $\text{cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$, lo cual corresponde a suelos con textura entre arenosa y franca según Jiménez (1989). Sin embargo, la CICE de los suelos de tendencia más arcillosa queda lejos de los $20 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ utilizados como valor de referencia (Jiménez, 1989). Las correlaciones entre la CICE y el contenido en arcilla dependen de la mineralogía de la arcilla. Las arcillas no expandibles, como la ilita y la caolinita, tienen pocas cargas negativas, y, por lo tanto, bajas capacidades de intercambio catiónico, lo cual puede explicar la falta de correlaciones entre la CICE y el porcentaje de arcilla (Bergaya & Vayer, 1997; Woodruff & Revil, 2011), y la baja fertilidad química de los suelos donde predominan estos minerales.

Las diferencias en localización geográfica, altitud y condiciones ambientales entre los prados explican parte de la variación, no sólo en cuanto a composición de especies sino también en cuanto a las características del suelo. Liébana (Cantabria) mostró las concentraciones más altas de potasio y magnesio intercambiables (Tabla 4.3, $p < 0,05$). El fósforo disponible y el aluminio intercambiable alcanzaron los valores más elevados en Asturias, que tiene los suelos más ácidos, como ilustran los resultados de los tests ANOVA y Tukey (Tabla 4.3, $p < 0,01$ en el caso del fósforo y $p < 0,001$ en el caso del aluminio). En condiciones ácidas puede aparecer toxicidad por aluminio (acidez intercambiable), que limita de manera importante el crecimiento de las plantas. Normalmente ocurre en condiciones de pH por debajo de 5, pero puede ocurrir a partir de pH 5,5 (Rout, *et al.*, 2001). Las parcelas de Angón son las que presentan menores valores de pH, entre 5,31 y 5,43, de manera que

podrían estar en peligro de toxicidad por aluminio. Las diferencias en el contenido del fósforo son claramente observables en la Figura 5.1. Este resultado es inesperado debido a la elevada capacidad de adsorción/desorción de este nutriente de los suelos de pH bajo. El pH del suelo es el principal factor que condiciona el equilibrio dinámico existente entre las formas solubles e insolubles del fósforo. Los suelos fuertemente ácidos a menudo son deficientes en fósforo, así como en otros nutrientes (Holford, 1997). Las altas concentraciones de fósforo en suelos ácidos podrían tener una explicación en la lixiviación de los elementos favorecida por las abundantes precipitaciones. Esta lixiviación produce un aumento en la disponibilidad de aluminio por desplazamiento de otros cationes. Sin embargo, debido a su mayor adherencia a los compuestos orgánicos e inorgánicos del suelo, el fósforo no sería desplazado y consecuentemente, su disponibilidad no se vería reducida (Castellanos, *et al.*, 2000).

Dos parcelas en Liébana mostraron lo que podrían ser valores tóxicos de boro, por encima de 5 ppm. Esta zona tuvo concentraciones de este elemento significativamente mayores que el resto de zonas de Picos de Europa (Tabla 4.3, $p < 0,05$). Sin embargo, no es probable que estas concentraciones tengan efectos negativos, ya que, en general, el rendimiento de las plantas solamente se ve afectado cuando los síntomas de toxicidad son extremadamente serios (Vera, 2001). En la Figura 5.1 se puede observar también una clara diferencia en el porcentaje de arena y el índice de Bouyoucos, ostensiblemente más elevados en la zona de Cantabria, por lo que esta zona tendrá unos suelos más susceptibles a la erosión, debido al bajo contenido de arcilla.

Tanto la capacidad de campo como la retención de agua disponible y la saturación son más elevadas en la zona de Castilla y León, y más bajas en la zona de Cantabria, que además posee la mayor densidad aparente. La densidad aparente y la capacidad de retención de agua disponible para la planta son dos de las propiedades hídricas que han sido propuestas como indicadoras de la calidad de un suelo (Bautista, *et al.*, 2004). Cambios en la densidad aparente afectan a la estructura del suelo y sus propiedades. Una elevada densidad aparente está directamente relacionada con la compactación del suelo y puede tener diferentes efectos, como la disminución de la difusión de oxígeno en el suelo, la reducción del número y la continuidad de los macroporos o una mayor resistencia a la penetración de las raíces y, por tanto, una disminución de su crecimiento (Asady & Smucker, 1989; Houlbrooke, *et al.*, 1997; Dorner, *et al.*, 2010). Por otro lado, la infiltración de agua disminuye, lo que aumenta el riesgo de escorrentía y,

consecuentemente, la erosión del suelo (Reintam, *et al.*, 2009). Los resultados relativos a las propiedades hídricas en la zona de Cantabria, con la densidad aparente más alta y la capacidad de campo, retención de agua disponible y saturación más bajas, inciden en la erosionabilidad de estos suelos indicada por los elevados porcentajes de arena y el índice de erosionabilidad de Bouyoucos.

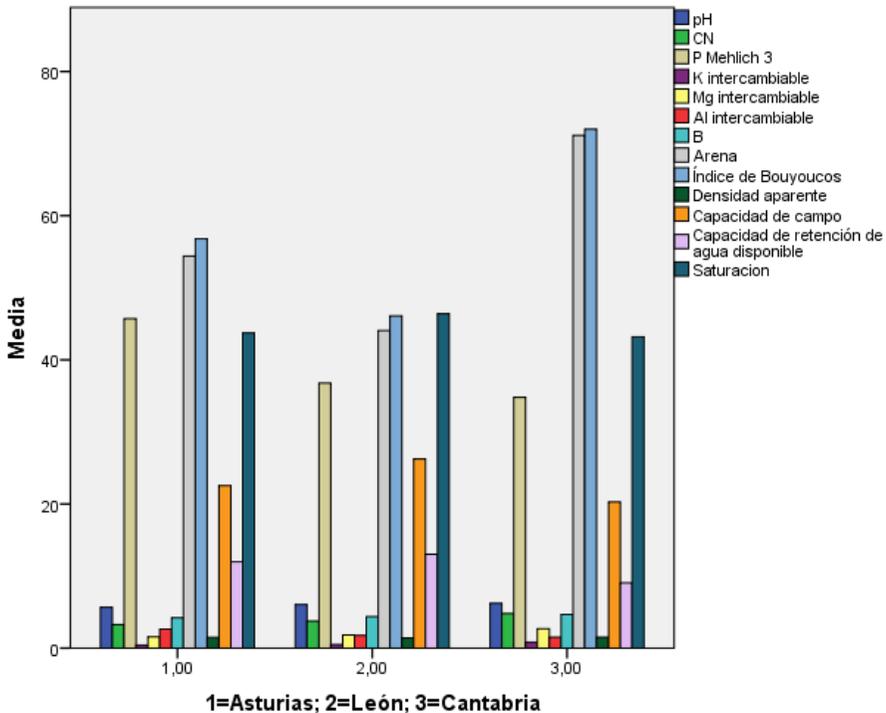


Figura 5.1. Valores medios de las variables afectadas por la localización.

P Mehlich 3: fósforo disponible ($mg\ kg^{-1}$); K, Mg y Al intercambiable, $cmol+ kg^{-1}$; B: boro ($mg\ kg^{-1}$); Arena, %; Densidad aparente, $mg\ m^{-3}$; Capacidad de campo, Retención de agua y Saturación, %.

5.1.2. MATERIA SECA Y ANÁLISIS NUTRICIONAL

Trabajos previos sobre el estado nutricional de plantas en un amplio rango de especies y tipos de suelos han identificado el nitrógeno y el potasio como los macronutrientes con una mayor concentración en los tejidos vegetales, y el fósforo como el de menor concentración, con el calcio y el magnesio como los nutrientes en concentraciones más variables (Foulds, 1993). Los mismos resultados se encontraron en estudios centrados en flora herbácea (Thompson, *et al.*, 1997). En nuestro estudio, la concentración de

fósforo es la única disparidad con este esquema, ya que apareció como el nutriente con más elevada concentración tras el nitrógeno y seguido del potasio.

Las concentraciones de nutrientes encontradas en la biomasa vegetal difieren de las proporcionadas por Epstein como adecuadas para un correcto desarrollo de las plantas (Epstein, 1972) (Tabla 5.1). En particular, el fósforo estuvo presente en concentraciones mucho más elevadas de lo que cabría esperar, lo cual responde a las elevadas concentraciones de fósforo en el suelo. En la práctica, no suelen darse alteraciones en el crecimiento de las plantas por exceso de P en el tejido vegetal. Las concentraciones foliares de nitrógeno también son consideradas elevadas. Los valores foliares para el potasio en los tres grupos de familias son alrededor de la mitad de lo que se considera adecuado (Epstein, 1972). Estos valores bajos indican baja disponibilidad de potasio en el suelo, también indicada por la baja relación K:Mg en el suelo (Tabla 4.1). Como hemos visto en resultados, los suelos tienen baja capacidad de intercambio catiónico debido a la presencia de arcillas no expandibles como la ilita del grupo de las Micáceas, que se encuentran en suelos que aún tienen minerales primarios no meteorizados totalmente. La fijación del potasio en posición interlamilar en estas arcillas se manifiesta por el hecho de que las láminas no se expanden al añadir agua al suelo. El potasio interlamilar queda fijado, por lo que no es intercambiable y no está a disposición de la planta. Es decir, el potasio no asimilable por la planta se encuentra formando parte de las estructuras de ciertos minerales primarios (feldespatos y micas) y secundarios (arcillas no expandibles del grupo de las Micáceas). El potasio cumple una función fundamental para las plantas en relación al control del agua y se ha demostrado su importancia en la resistencia a las sequías por parte de las plantas (Sardans & Peñuelas, 2015). El potasio mantiene la turgencia celular y la presión osmótica, regula los flujos de agua y savia, la transpiración y los potenciales de membrana y controla los estomas, además de contribuir a la detoxificación de especies reactivas de oxígeno y aumentar la fijación fotosintética de CO₂ (Sardans & Peñuelas, 2015). También interviene en otras funciones que no están relacionadas con el control del agua, como la actividad enzimática, la síntesis de proteínas, transporte de aminoácidos y nitratos, expansión celular y movimiento foliar, entre otras (Sardans & Peñuelas, 2015). Además, el potasio tiene efectos beneficiosos para las plantas en situaciones de estrés abiótico, como salinidad (reduce los efectos tóxicos del Na⁺), sequía (cuando las plantas tienen suficiente potasio en condiciones de sequía, se activa la absorción de agua), inundación (las condiciones de anegación impiden el cierre de los estomas y disminuyen la tasa fotosintética, mientras que el potasio regula la fotosíntesis

y protege contra el daño oxidativo) o bajas temperaturas (el frío prolongado produce la deshidratación, que puede ser revertida por el potasio a través del ajuste del potencial osmótico, además de la aparición de especies reactivas de oxígeno y daño oxidativo, que ya se ha comentado que también puede ser atenuado por el potasio) (Mahiwal & Pandey, 2022). Bajas concentraciones de potasio en el tejido vegetal pueden inhibir el crecimiento de las plantas, así como procesos metabólicos específicos. La síntesis de proteínas puede inhibirse y producirse una acumulación de aminoácidos libres a bajas concentraciones de potasio. La especie *Lolium multiflorum* sufre un rápido declive de la proporción de nitrógeno presente en forma de proteínas por debajo del 1% de potasio en materia seca (Leigh & Wyn Jones, 1984). Otros efectos de una baja concentración de potasio pueden ser la acumulación de azúcares reductores y una disminución de la actividad fotosintética (Leigh & Wyn Jones, 1984). Aun siendo concentraciones bajas, el nivel de potasio de la vegetación de los prados estudiados se mantuvo entre 0,5% y 2% en la materia seca, que es el umbral crítico para muchas plantas (Leigh & Wyn Jones, 1984; McNaught, 1958). Por otra parte, la concentración crítica de potasio puede disminuir en caso de que el aporte de otros cationes, como el sodio y el magnesio, se incremente. Leigh y Wyn Jones (1984) encontraron que la concentración crítica de potasio en la especie *Medicago sativa* descendió desde 2,8% en presencia de baja concentración de magnesio hasta 1,9% con alta concentración de magnesio. En el presente estudio, las concentraciones de magnesio, especialmente en el grupo de las Gramíneas, son bastante superiores a las establecidas por Epstein (1972) (Tabla 5.1, $t = 15,402$, $p < 0,001$).

Tabla 5.1. Resultados del test T y nivel de significación para la comparación de concentraciones foliares con los valores de Epstein.

T-test (t)	Gramíneas	Leguminosas	Otras familias
N	2,202, $p < 0,05$	10,302, $p < 0,001$	4,001, $p < 0,01$
P	9,920, $p < 0,001$	13,845, $p < 0,001$	12,990, $p < 0,001$
Ca	-11,858, $p < 0,001$		
Mg	15,402, $p < 0,001$		2,022, $p \geq 0,05$
K	-28,381, $p < 0,001$	-29,751, $p < 0,001$	-36,521, $p < 0,001$

Los resultados no significativos no se muestran en la tabla. Los valores positivos indican valores significativamente mayores que los proporcionados por Epstein y los valores negativos indican valores significativamente menores.

Por otro lado, bajo condiciones de deficiencia de potasio existe una respuesta adaptativa en forma de sistema de transporte de alta afinidad con el que las plantas podrían asegurar la absorción de potasio en condiciones deficientes en este elemento. Un transportador de alta afinidad se activa cuando la deficiencia de potasio es detectada en varias especies de plantas, entre ellas *Arabidopsis*. Estos transportadores están regulados por factores de transcripción. La presencia de sistemas de transporte y bombas de protones son los factores determinantes en el control de la absorción de potasio (Mahiwal & Pandey, 2022; Senn, *et al.*, 2001).

Los resultados del análisis de correlaciones mostraron que el pH está correlacionado negativamente con el contenido foliar en calcio y el magnesio en el grupo de Otras familias (ANEXO I, Tabla I.1, coeficientes de correlación de Pearson $-0,421^*$ y $-0,419^*$ respectivamente, $p < 0,05$). En estudios previos se ha encontrado que la absorción de calcio y potasio aumenta a mayor pH en prados de siega de puertos de montaña en Asturias (Afif & Oliveira, 2008). Al aumentar el pH, aumenta la capacidad de intercambio catiónico y, por tanto, la aplicación de enmiendas calizas podría mejorar la calidad mineral del pasto (Afif & Oliveira, 2008). La capacidad de cambio varía con el pH. Cuando un suelo ácido se neutraliza progresivamente, a medida que aumenta el pH del suelo, aumenta su capacidad de adsorber más cantidades de calcio y potasio debido a las cargas negativas variables del complejo adsorbente del suelo, que se desarrollan entre el pH del suelo y pH 7. Tiene su origen sobre todo en los grupos funcionales de los compuestos orgánicos y también se presentan en los bordes de las arcillas, en los que se producen las roturas de los grupos OH. Es decir, estos grupos OH pueden disociarse en medios básicos, lo que genera nueva carga negativa en la superficie del mineral. Thompson *et al.* (1997) también encontraron una correlación positiva consistente entre el calcio foliar y el pH, mientras que Foulds (1993) no encontró ninguna correlación entre las concentraciones de nutrientes foliares y el pH. De todas formas, el estudio de Foulds se ocupaba principalmente de suelos neutros y básicos, con solamente tres localizaciones con un pH superior a 6. Es posible que la relación entre el calcio foliar y el pH sea más fuerte a pH más bajos. Las correlaciones encontradas entre las concentraciones de nutrientes en los diferentes grupos de familias y el contenido en materia orgánica y nitrógeno total del suelo (Figura 4.1 y Tabla I.1, ANEXO I) sugieren que la buena mineralización de la materia orgánica, junto con una elevada disponibilidad de nitrógeno en el suelo, aumentan la absorción de algunos nutrientes por parte de las plantas (sinergismo). Las correlaciones negativas entre el magnesio intercambiable del suelo y el calcio foliar (ANEXO I, Tabla I.1, coeficiente de correlación de

Pearson $-0,411^*$, $p < 0,05$) y entre el calcio intercambiable del suelo y el magnesio foliar (ANEXO I, Tabla I.1, coeficiente de correlación de Pearson $-0,510^{**}$, $p < 0,01$) sugieren un antagonismo donde una alta concentración de Ca intercambiable en el suelo tiende a inhibir la absorción del Mg en Leguminosas y Otras familias y viceversa (Mesa & Figueroa, 1979; Jiménez, 1989). En otros estudios (Holford, 1997), se encontraron fuertes correlaciones entre las concentraciones foliares y los cationes intercambiables del suelo. Sin embargo, en el presente trabajo, el potasio intercambiable fue el único nutriente del suelo correlacionado de manera consistente con el contenido foliar del mismo nutriente en Leguminosas (ANEXO I, Tabla I.1, coeficiente de correlación de Pearson $0,451^*$, $p < 0,05$) y Otras familias (ANEXO I, Tabla I.1, coeficiente de correlación de Pearson $0,472^*$, $p < 0,05$), lo que posiblemente sea debido a la escasez de potasio intercambiable en el suelo. El magnesio intercambiable estuvo correlacionado con el magnesio foliar solamente el grupo de las Gramíneas (ANEXO I, Tabla I.1, coeficiente de correlación de Pearson $0,515^{**}$, $p < 0,01$), donde apareció la mayor concentración de magnesio foliar (Tabla 4.14, $p < 0,05$).

El porcentaje de materia seca mostró diferencias significativas entre los distintos grupos de familias, apareciendo el máximo porcentaje en el grupo de las Gramíneas (Tabla 4.14, $p < 0,05$). En el caso del fósforo, las mayores concentraciones foliares se encontraron en el grupo de Otras familias (Tabla 4.14, $p < 0,05$).

5.1.3. MANEJO DE LOS PRADOS

En lo que concierne al test ANOVA con el tipo de manejo como factor de variación, los resultados muestran que los valores más altos de pH, conductividad y calcio intercambiable se encontraron en prados no fertilizados, mientras que los valores más elevados de potasio intercambiable y contenido de arena aparecieron en prados fertilizados (Tabla 4.18, $p < 0,05$). En la Figura 5.2 se representan de manera gráfica las diferencias en las medias de los parámetros afectados por el manejo de los prados. Una razón para el bajo pH en áreas fertilizadas es la aplicación repetida de fertilizantes nitrogenados, los cuales, durante la oxidación, producen ácidos inorgánicos fuertes, que a su vez liberan iones H^+ , bajando el pH del suelo (Emiru & Gebredikan, 2013). Los valores más altos de pH y calcio intercambiable en suelos ácidos no fertilizados, con un elevado contenido de materia orgánica pueden explicarse por la buena y rápida mineralización de la materia orgánica

y la consiguiente liberación de bases, y el alto contenido de nitrógeno asociado a la formación de NH_4^+ , que consume protones (Pocknee & Sumner, 1997). La subsiguiente nitrificación de NH_4^+ a NH_3^- quedaría inhibida, ya que concentraciones muy elevadas de NH_4^+ actúan inhibiendo la nitrificación (Pocknee & Sumner, 1997), y el pH no disminuiría.

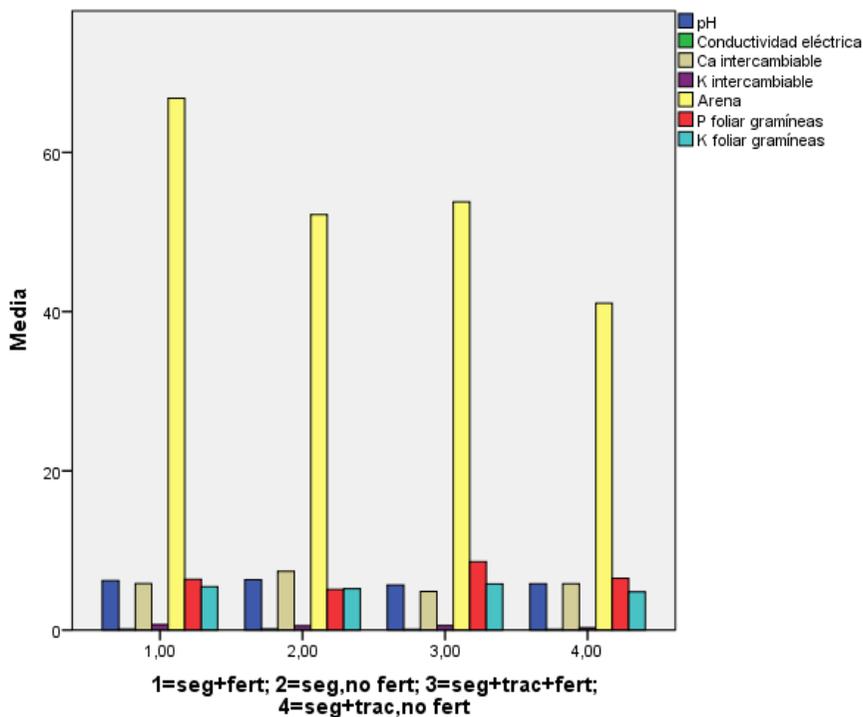


Figura 5.2. Valores medios de las variables afectadas por el manejo de los prados.

Los valores de nitrógeno y fósforo en los suelos de los prados fertilizados no fueron significativamente diferentes de los valores en prados no fertilizados. El hecho de que los resultados del test ANOVA no muestran ningún efecto del tipo de manejo sobre la concentración de fósforo asimilable indica que la fertilización no es la causa de la aparentemente elevada disponibilidad de fósforo en el suelo. En los prados de siega, los horizontes superficiales suelen ser depósitos de acumulación de fósforo orgánico, y parte de él revierte a formas inorgánicas. Debido a esta circunstancia, y a procesos de desorción, solubilización o mineralización, los horizontes superficiales de suelos sin fertilizar pueden llegar a ser tan ricos en fósforo inorgánico asimilable como los suelos fertilizados, por lo que quizá sería recomendable realizar una revisión del manejo de fertilizantes fosfatados en estas zonas. Con valores tales como los vistos en este estudio, el fósforo no puede ser considerado un

factor limitante para el crecimiento de las plantas; por lo tanto, es poco probable que la fertilización continuada produzca un aumento en la productividad, aunque es cierto que no suelen darse alteraciones en el crecimiento de las plantas por exceso de absorción de fósforo. Es posible que el alto contenido en materia orgánica explique en cierta medida las elevadas concentraciones de nitrógeno y fósforo en el suelo, aunque es más probable que éstas respondan a la historia de la gestión en estas áreas. Los efectos de los fertilizantes tanto nitrogenados como fosfatados en la distribución del fósforo pueden dejarse notar durante largos períodos de tiempo (Messiga, *et al.*, 2013; Smits, *et al.*, 2008). La absorción de fósforo por parte de las plantas está influenciada por diferentes propiedades del suelo, entre las cuales se encuentra la capacidad tampón del suelo (que a su vez depende principalmente del contenido de materia orgánica y de la capacidad de intercambio catiónica), el pH o el contenido en arcilla (Recena, *et al.*, 2016). Diferentes autores (Recena, *et al.*, 2016; Afif & Oliveira, 2005; Bai, *et al.*, 2013) han encontrado diferentes niveles críticos para el fósforo asimilable en el suelo (aquella concentración de P disponible en el suelo que a partir de la cual no existiría respuesta por parte de las plantas al abonado fosfatado) extraído con diferentes extractantes dependiendo del suelo y el tipo de cultivo.

El manejo también tuvo efecto en la concentración foliar de fósforo y potasio, pero solamente en el grupo de las gramíneas. De acuerdo con los resultados, el manejo con uso de tractor + fertilización aumenta la absorción de fósforo y potasio por parte de las plantas (Tabla 4.18, ANOVA, $F= 3,579$ para el P y $F= 4,632$ para el K, $p < 0,05$). En suelos deficientes en potasio, las gramíneas han demostrado una mayor eficiencia al cubrir sus necesidades de potasio que los tréboles, lo cual se evidencia en la diferencia en sus niveles críticos: 1,6% para los tréboles y 1,8% para *Lolium perenne* (McNaught, 1958). Esto puede implicar que, en suelos deficientes en potasio, las gramíneas tendrían una ventaja sobre las leguminosas y realizarían un mejor aprovechamiento de los fertilizantes. Otros autores han encontrado aumentos significativos en el contenido de fósforo y potasio en gramíneas en condiciones de fertilización tanto nitrogenada como fosfatada (Rodríguez, *et al.*, 2006).

Sin tener en cuenta la fertilización, el uso del tractor afectó únicamente al pH, que fue más elevado en los prados en los que no se hace uso del tractor (Tabla 5.2, ANOVA, $F= 9,263$, $p < 0,001$). La fertilización (orgánica e inorgánica), sin tener en cuenta el uso del tractor, afectó sobre todo al contenido foliar de fósforo y potasio en gramíneas, apareciendo las mayores concentraciones en prados en los que se aplican fertilizantes

orgánicos e inorgánicos (Tabla 5.2, ANOVA, $F= 5,182$, $p < 0,05$ para el fósforo foliar en gramíneas; $F= 4,716$, $p < 0,05$ para el potasio foliar en gramíneas). Para el resto de los parámetros influenciados por las prácticas de manejo (conductividad, calcio intercambiable y potasio intercambiable), debe ser la combinación de las diferentes técnicas (fertilización o no, combinada con el uso del tractor o no) lo que explica los efectos en las propiedades del suelo.

En el caso del pH y el calcio intercambiable, los valores más altos aparecieron en prados en los que no se hace uso de fertilizantes ni de tractor, es decir, prados de manejo más extensivo. En el caso del potasio intercambiable, las concentraciones más altas aparecieron en prados fertilizados en los que no se utiliza tractor (Tabla 4.18, $p < 0,05$). Numerosos experimentos han demostrado una importante influencia del uso del suelo y la fertilización en las propiedades del suelo, como el contenido en nitrógeno, fósforo disponible y cationes intercambiables (Adugna & Abegaz, 2016; Emiru & Gebredikan, 2013; Messiga, *et al.*, 2013; Afif, *et al.*, 2008; Jagadamma, *et al.*, 2008).

Tabla 5.2. Valores medios de los parámetros influenciados por el uso del tractor o la fertilización por separado.

MANEJO		pH	PFG ¹ (g kg ⁻¹)	KFG ² (g kg ⁻¹)
		6,2 a (0,38)		
Siega		5,9 ab (0,17)		
		5,6 b (0,33)		
	Fert. orgánica		6,9 ab (2,63)	5,6 ab (0,53)
Fertilización	Fert. orgánica + inorgánica		9,8 a (3,07)	6,0 a (0,46)
	Sin fertilización		6,0 b (1,14)	5,0 b (0,84)

Las diferencias significativas están indicadas con diferentes letras, $a > b$. Valores en la misma columna asociados a letras diferentes son significativamente diferentes según el test de Tukey, $p < 0,05$. Las desviaciones estándar se muestran entre paréntesis. ¹Contenido de fósforo foliar en gramíneas; ²Contenido de potasio foliar en gramíneas.

5.1.4. BIODIVERSIDAD

Los Picos de Europa, al igual que otros sistemas montañosos europeos, han sufrido cambios en su composición vegetal a lo largo de las últimas décadas. Se han constatado cambios en la composición vegetal en zonas de valle, principalmente en la dirección de la disminución de especies, en especial de especies sensibles indicadoras de condiciones calcáreas y vegetación abierta, relacionadas con el aumento del uso de purines (Prince, *et al.*, 2012). En los prados estudiados en este proyecto, los valores de biodiversidad se mantienen en valores elevados tanto para el índice de Simpson como para el índice de Shannon. A pesar de que los valores máximos para ambos índices se sitúan en un prado de Castilla y León y los mínimos en prados de Asturias, según el test ANOVA no existen diferencias significativas entre estas dos zonas de muestreo. La parcela en la que aparecen los valores máximos para los índices de biodiversidad, Valdeón 3, presenta también los valores máximos para la zona de Picos de Europa de pH (6,78), calcio intercambiable ($8,26 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$) y relación K:Mg ($0,79 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$) y la concentración menor de aluminio o acidez intercambiable ($1,41 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$). El pH y la disponibilidad de nutrientes están entre los factores más importantes en la composición específica de los prados, además de la humedad (Havlová, *et al.*, 2004; Hájek & Hájková, 2004; Zelnik & Čarni, 2008; Zelnik & Čarni, 2013). Según Hájek y Hájková (2004), los factores relacionados con la acidez del suelo y la saturación en bases, como son el pH, la acidez intercambiable y el Ca intercambiable, están intercorrelacionados y son los más importantes para la composición vegetal. Zelnik y Čarni (2013) encontraron que tanto la riqueza específica como el índice de diversidad de Shannon se correlacionan positivamente con el aumento de calcio intercambiable en el suelo. En este estudio, la riqueza de especies también se correlacionó positivamente con la saturación de bases del suelo. La disponibilidad de nutrientes (N, P, K) explica también gran parte de la variabilidad vegetal, aunque en menor medida que los factores anteriores (Hájek & Hájková, 2004; Havlová, *et al.*, 2004), siendo el fósforo el que mayor influencia tiene sobre la composición vegetal, disminuyendo la diversidad con mayor disponibilidad de este nutriente (Zelnik & Čarni, 2013). Según el árbol de decisiones CHAID, en nuestro caso el nutriente más importante en relación a la biodiversidad es el potasio, disminuyendo la biodiversidad de manera significativa a partir de $0,62 \text{ cmol}_{(+)}\text{K kg}^{-1}$. Sin embargo, la parcela con los valores más altos de diversidad tenía una concentración de potasio en el suelo de $1,05 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y una relación K:Mg mayor de 0,5, indicativa de un exceso de potasio o carencia de Mg.

Janssens *et al.* (1998) encontraron que altos niveles de potasio intercambiable son compatibles con altos valores de biodiversidad.

Según los 25 inventarios obtenidos, todos los prados pertenecen a la asociación *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi*, que forma parte de la alianza *Arrhenatherion elatioris*, que se integra en la clase *Molinio-Arrhenatheretea* y en el orden *Arrhenatheretalia elatioris* (Aguilar, *et al.*, 2018). Estos inventarios se compararon con los inventarios históricos de los Picos de Europa (Tüxen & Oberdofer, 1958; Rivas-Martínez, *et al.*, 1984). De acuerdo a esta comparativa, la composición florística de los prados pertenecientes a la alianza *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi* no ha cambiado de manera sustancial, aunque sí ha aumentado la presencia de plantas ruderales nitrófilas, lo que puede haber sido causado por cambios en el manejo tradicional. Algunas plantas que no aparecen en los inventarios históricos y que son muestra de este cambio son *Anthemis arvensis*, *Plantago media*, *P. major*, *Lolium multiflorum*, *Taraxacum gr. Officinale*, *Cynosurus echinatus*, *Urtica dioica*, *Echium vulgare* y *Malva sylvestris*. Por otro lado, se ha constatado un aumento en la cobertura de ciertas gramíneas como *Arrhenatherum bulbosum*, *Lolium perenne*, *Bromus hordaceus* y *Agrostis capillaris*, a la vez que un descenso en *Festuca nigrescens*. Esta última es más apetecible para el ganado, así que su disminución puede estar relacionado con un aumento del pastoreo en estas zonas. También ha habido algunos cambios en la cobertura de las gramíneas: mientras que *Trifolium repens* ha aumentado su cobertura, otras leguminosas más silvestres, como *Anthyllis vulneraria* subsp. *alpestris*, *Vicia cracca* y *Medicago lupulina* han disminuido (Aguilar, *et al.*, 2018).

La evaluación del estado de conservación de los prados se realizó en base a la siguiente lista de plantas, obtenida a partir de los inventarios de la asociación *Malvo moschatae-Arrhenatheretum bulbosi* de la Cordillera Cantábrica (Aguilar, *et al.*, 2018):

Agrostis capillaris
Anthoxanthum odoratum
Arrhenatherum elatius subsp. *bulbosum*
Avenula pubescens
Campanula patula
Cynosurus cristatus
Dactylis glomerata
Festuca pratensis
Holcus lanatus
Lathyrus pratensis
Lotus corniculatus
Malva moschata

Phleum pratense
Pimpinella major
Poa trivialis
Prunella grandiflora subsp. *pyrenaica*
Rhinantus angustifolius subsp. *grandiflorus*
Tragopogon pratensis
Trifolium pratense
Trisetum flavescens

Para un estado de conservación óptimo se requiere la presencia de entre 14 y 20 de estas especies; para un estado de conservación bueno, entre 8 y 13; con menos de 8 plantas, el estado de conservación se califica como mejorable (Aguiar, *et al.*, 2018). Según esta clasificación, de los 25 prados estudiados en los Picos de Europa, solamente uno se califica como mejorable, la parcela Angón 1, con siete de las especies consideradas. El resto de las parcelas del área de Angón tiene un buen estado de conservación, con 10 y 11 especies pertenecientes al listado. En Valdeón, todas las parcelas presentan un estado de conservación bueno, entre ocho y 12 especies. Para las tres áreas restantes (Liébana, Soto de Sajambre y Sotres), todas las parcelas presentan un estado de conservación bueno u óptimo, entre nueve y 15 especies. Aunque en Soto de Sajambre ninguna parcela tiene menos de 10 de las especies consideradas, Sotres es el área con más parcelas (tres) en un estado óptimo de conservación.

La parcela Angón 1, único prado de los estudiados clasificado con un estado de conservación mejorable y que presenta el valor mínimo de todos los prados para el índice de biodiversidad de Shannon, posee varias características que la diferencian de las demás. Con respecto a los factores edáficos, presenta el mínimo porcentaje de arcilla, el punto de marchitez permanente más bajo y el mínimo porcentaje de saturación; por otro lado, resultó la parcela con mayor porcentaje de materia orgánica, la mayor concentración de aluminio intercambiable y la mayor tasa de drenaje. Como se puede ver en la tabla de correlaciones 4.21, el porcentaje de arena está negativamente correlacionado con el índice de Shannon y la tasa o intensidad de drenaje está negativamente correlacionada con el índice de Simpson, así que estos dos factores inciden negativamente en la biodiversidad. A mayor porcentaje de arena, mayor erosionabilidad del suelo y menor retención de nutrientes y agua, lo cual está directamente relacionada con la mayor rapidez con la que el agua drena hacia capas más profundas del suelo y se vuelve inaccesible para las plantas. Con respecto al manejo de la parcela, es uno de los dos prados que se siegan dos veces al año (el otro es en la zona de Valdeón) y se fertiliza en primavera, lo cual ocurre solamente para los prados de esta zona. Mirando al inventario vegetal, Angón 1 es la única parcela en la que no

aparecen las especies *Trisetum flavescens* ni *Cynosurus cristatus*. *T. flavescens* es una especie dominante en los prados con un manejo intensivo y fertilizados con estiércol (Rotar, *et al.*, 2020), aunque aumentar la frecuencia de corte no le resulta favorable, ya que es una especie de hojas altas (Gaujour, *et al.*, 2012). Otra razón para la ausencia de esta especie en esta parcela puede ser la textura del suelo, ya que *T. flavescens* muestra preferencia, aunque ligera, por los suelos arcillosos y poco arenosos (Perez-Pinto & Morey, 2011). *C. cristatus* es una especie claramente acidófila con preferencia por la clase de pH entre 4,5 y 5,5, a pesar de que se muestra muy tolerante para este factor, tolerando relativamente bien rangos de pH más elevado, excepto para suelos muy básicos (7,5-8). Respecto al resto de factores edáficos su indiferencia es notoria y bien establecida (Perez-Pinto & Morey, 2011). Una elevada frecuencia y dominancia de *C. cristatus* suele ser indicativa de una elevada presión ganadera posterior a la siega (Rodríguez-Rojo, *et al.*, 2014) En nuestro caso, tres parcelas presentaron una cobertura de *C. cristatus* ente el 25% y el 50%: Liébana 5, Valdeón 2 (única parcela sin presencia de *Holcus lanatus*) y Valdeón 3 (la parcela con los mayores valores de biodiversidad). Tanto *T. flavescens* como *C. cristatus* tienen preferencia por suelos con niveles medios de carbonatos (Antuña, *et al.*, 2011).

Dos plantas estuvieron presentes con una cobertura mayor del 50%, *Plantago lanceolata* y *Holcus lanatus*, especialmente en las parcelas de Angón. De acuerdo con la literatura (Cavers, *et al.*, 1980; Stewart, 1996; Bond, *et al.*, 2007; Pol, *et al.*, 2021), *P. lanceolata* (comúnmente llantén menor) se puede encontrar a lo largo de un amplio rango de pH, pero muestra preferencia por suelos neutros (pH entre 6,5 y 7,3); crece en suelos de textura media, preferentemente franco-arenosa con buena aireación, y moderadamente ricos en materia orgánica, aunque también puede crecer en suelos pobres. De hecho, sus adaptaciones a ambientes poco fértiles la hacen una especie muy común en praderas naturales en condiciones de baja fertilidad, en particular en suelos deficientes en fósforo o potasio (Cavers, *et al.*, 1980; Stewart, 1996), lo cual se convierte en una ventaja adaptativa en situaciones de competición con otras especies. Además, el llantén resiste la sequía. Esta elevada capacidad para la apropiación de nutrientes y agua se debe a su capacidad para desarrollar una gran proporción de raíces en profundidad, que le permiten acceder a nutrientes y agua de capas más profundas del suelo (Stewart, 1996), y a la simbiosis característica de esta planta con varias endomicorrizas, o micorrizas vesículoarbusculares, lo cual aumenta a su vez la superficie y el grosor de las raíces (Pol, *et al.*, 2021). Tolera el pisoteo y la compactación del suelo moderados, pero es más abundante en zonas ligeramente pisadas (Cavers, *et al.*, 1980) y en prados con largos intervalos entre los episodios de pastoreo o corte (Stewart, 1996). Es poco común que el llantén sea la especie dominante y lo esperable es que contribuya en menos de un 20% a la

cobertura vegetal, excepto cuando el crecimiento de gramíneas y leguminosas es reducido (Stewart, 1996). En cambio, *H. lanatus* es una especie agresiva y puede convertirse en dominante con facilidad (Pitcher & Russo, 1988). Es una planta tolerante a un amplio rango de temperaturas y altitudes, aunque es sensible a las heladas (Beddows, 1961; Thompson & Turkington, 1988). Soporta asimismo un amplio rango de pH, creciendo mejor entre 5 y 7,5 (Thompson & Turkington, 1988). *H. lanatus* desarrolla un crecimiento óptimo en condiciones de humedad, pero aparece también en terrenos encharcados e incluso puede tolerar sequías moderadas (Thompson & Turkington, 1988). Sin embargo, la sequía severa puede afectar gravemente a esta especie y su ausencia en ciertas zonas se atribuye a lluvias reducidas durante los meses de verano (Beddows, 1961). *H. lanatus* desarrolla finas raíces superficiales que pueden ser susceptibles a la desecación (Beddows, 1961), pero estas mismas raíces superficiales le permiten sobrevivir en condiciones de anegación, ya que en la superficie las condiciones de aireación y disponibilidad de nutrientes son mayores (Pitcher & Russo, 1988). En relación a sus necesidades nutricionales, es indiferente al contenido en fósforo del suelo y crece bien en suelos con bajos niveles de potasio y nitrógeno (Thompson & Turkington, 1988). La frecuencia con la que aparece esta especie se debe al manejo al que se encuentre sometida (Beddows, 1961). En general *H. lanatus* se considera una especie adaptada a suelos de baja fertilidad, aunque se han documentado diferentes y contradictorias respuestas a la fertilización. Algunos autores han mostrado que la aplicación de nitrógeno reduce su abundancia, mientras otros han encontrado una respuesta positiva a esta aplicación (Thompson & Turkington, 1988). *H. lanatus* responde a los tiempos de siega volviéndose dominante si el corte se produce tras la maduración de las semillas y disminuyendo su frecuencia en el caso de cortes tempranos (Pitcher & Russo, 1988). La siega y el pastoreo intensivos disminuyen el asentamiento de *H. lanatus*, aunque el pastoreo de baja intensidad puede favorecer su abundancia (Thompson & Turkington, 1988). De todas formas, el efecto del pastoreo sobre esta especie depende de las especies asociadas (Beddows, 1961).

La especie *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum* está presente en todas las parcelas excepto en una, en general con una cobertura de entre el 5% y el 50%. En dos parcelas de Angón (4 y 5) no podemos hablar de cobertura, simplemente se pudo constatar su presencia. La única parcela en la que no aparece *A. elatius* subsp. *bulbosum* es Sotres 2, que a su vez es la única parcela en la que apareció la especie *Avenula pubescens*. *A. elatius* se encuentra en suelos moderadamente profundos, a pH neutros y su rango óptimo está entre 6-7,5, aunque puede encontrarse a partir de un pH de 4. Es necesario para el desarrollo de la planta que esté protegida, ya que es sensible a las bajas temperaturas y al viento, aunque por otra parte no tolera la sombra (Pfitzenmeyer, 1962). La parcela Sotres 2 supera el umbral mínimo de pH, pero

es la parcela con pH más ácido de las estudiadas, con 5,24, además de ser la parcela muestreada a mayor altitud, hecho que suele conllevar mayor exposición a las inclemencias climáticas. *A. elatius* es una especie tolerante a la siega ocasional y al pastoreo ligero, razón por la que es muchas veces predominante en los prados de siega. Sin embargo, no tolera el pisoteo por parte de los animales, estando ausente de las zonas más castigadas por los animales (Pfitzenmeyer, 1962). Una carga ganadera superior a la que la parcela puede soportar podría por lo tanto explicar la ausencia de esta especie en la parcela en cuestión. *Avenula pubescens* es una planta de ambientes frescos y suelos húmedos distribuida ampliamente por la cornisa cantábrica y Pirineos. Se ha descrito en España alguna población de esta especie en una zona sometida a intensa presión ganadera (García, 2006).

Trifolium repens y *T. pratense* están presentes en todas las parcelas. Ambas especies están representadas casi siempre de manera abundante o muy abundante, con coberturas desde el 5% hasta el 50%. Las leguminosas mejoran la calidad del pasto y los tréboles son las leguminosas más importantes desde el punto de vista de la biomasa (García, *et al.*, 2005), siendo *T. repens*, o trébol blanco, la más importante en gran parte de la zona templada (Turkington & Burdon, 1983). El trébol blanco tiene una extraordinaria tolerancia a los factores edáficos, apareciendo prácticamente en todos los tipos de suelo (especialmente en suelos arcillosos), y se desarrolla bien tanto en condiciones de acidez moderada del suelo como en valores neutros de pH (entre 5,6 y 7), en los que la disponibilidad de fósforo y calcio intercambiable es elevada (Turkington & Burdon, 1983). Sin embargo, es más sensible a las concentraciones de sal que la mayoría de las gramíneas y normalmente muere cuando la concentración de sal es mayor del $0,35 \text{ dS m}^{-1}$, además de ser intolerante a la sombra y vulnerable a la sequía y las altas temperaturas (Turkington & Burdon, 1983). *T. pratense*, o trébol violeta, también es muy tolerante respecto al tipo de suelo e intervalo de pH, aunque resulta menos sensible a condiciones de sombra y a la sequía (Sattell, *et al.*, 1998). Tanto el trébol blanco como el violeta fijan nitrógeno atmosférico a través de unos nódulos radiculares en simbiosis con bacterias del tipo *Rhizobium* (Black, *et al.*, 2009; Turkington & Burdon, 1983; Dilz & Mulder, 1962), aumentando así el nitrógeno disponible para la vegetación. Sin embargo, ambas especies difieren en su comportamiento frente al manejo de los prados. Por un lado, su respuesta al pastoreo es diferente. Para *T. repens*, el efecto del pastoreo depende del momento del pastoreo, la frecuencia y la intensidad, de manera que una alta frecuencia e intensidad de uso por parte de los animales suele conllevar el desarrollo de pastos dominados por esta especie, mientras un pastoreo más ligero y ocasional permite la aparición de otras especies, a la vez que declina el trébol blanco (Turkington & Burdon, 1983). Esta tolerancia se debe al crecimiento estolonífero de la planta, que minimiza la pérdida de puntos de crecimiento a través del pastoreo (Black, *et*

al., 2009). Contrariamente, los brotes de *T. pratense* se localizan por encima de la superficie del suelo, de manera que son más vulnerables al efecto del pastoreo y además, esta especie tiene una menor capacidad para compensar la defoliación que el trébol blanco (Black, et al., 2009). Por otro lado, sus respuestas frente a la fertilización también son diferentes. Ambos tipos de trébol se ven afectados negativamente por la fertilización nitrogenada (García, et al., 2005) y se ha encontrado que el pH del suelo tiene gran importancia en la respuesta de los tréboles al aporte de nitrógeno (Dilz & Mulder, 1962). En cuanto a la fertilización con fósforo, se ha demostrado que la producción de trébol blanco aumenta con aportes de este nutriente, mientras que la de trébol violeta disminuye significativamente (García, et al., 2005; García, et al., 2006). Por otro lado, la fertilización potásica aumenta la producción de trébol blanco (aunque en menor medida que el fósforo), pero le resulta indiferente al trébol violeta (García, et al., 2005; García, et al., 2006).

Varias de las especies indicadoras tuvieron siempre bajas frecuencias y coberturas: *Avenula pubescens* aparece solamente en una parcela, Sotres 2, siendo abundante pero con una cobertura menor del 5%; *Campanula patula* aparece en dos parcelas (Angón 4 y Sotres 5), de manera ocasional, con una cobertura menor del 5%, al igual que *Pimpinella* major (parcelas Sotres 3 y 4); *Festuca pratensis* aparece en cuatro parcelas y solamente en una (Valdeón 4) supera el 5% de cobertura; *Malva moschata* aparece en ocho de la parcelas, siempre con una cobertura menor del 5%; y *Poa trivialis*, que aparece en cuatro parcelas, situándose entre el 5% y el 25% de cobertura en dos de ellas (Soto de Sajambre 4 y Sotres 1). *C. patula* es una especie indicadora de riqueza de especies y suelos pobres en nutrientes, que ocurre en suelos arenosos y francos, moderadamente ácidos y, en ocasiones, moderadamente ricos en nutrientes (Fleischer, et al., 2010). Se ha indicado que esta especie puede tener una baja tolerancia al corte, ya que su reproducción es menos común en prados de siega temprana que en prados de siega tardía (Johansen, et al., 2019). *Festuca pratensis* es una especie acidófila-neutrófila, con preferencia por suelos limosos y pesados con pH entre 6 y 7,5 (Perez-Pinto & Morey, 2011). El pH parece ser el factor más importante, ya que la cobertura de esta especie se sitúa entre el 5% y el 25%, excepto en la parcela Angón 5, con un pH de 5,35, en la que aparece de manera ocasional con menos de un 5%. Merece la pena destacar que esta última parcela es también la única de las cuatro en las que aparece *F. pratensis* en la que se realiza fertilización orgánica. Por último, *Poa trivialis* es una especie sensible a la textura del suelo, con una ligera preferencia por suelos limosos (alrededor del 40% de limo) (Perez-Pinto & Morey, 2011). Solamente una de las parcelas en las que aparece *P. trivialis* se aparta de este porcentaje, la parcela Angón 3, con un 18% de limo y un 66% de arena; de las cuatro parcelas, esta es donde *P. trivialis* tiene una menor cobertura. En relación a sus preferencias por el pH, diferentes

autores han señalado resultados discordantes (Perez-Pinto & Morey, 2011). En Asturias, según Antuña *et al.* (2011) *P. trivialis* muestra preferencia por valores superiores a 6,5, aunque de las cuatro parcelas en las que aparece esta especie en nuestro caso solamente una, Sotres 1, tiene un pH superior a 6, mientras el resto se sitúan en valores entre 5,4 y 5,7. También manifiesta preferencia por suelos con alto contenido en materia orgánica y nitrógeno (Perez-Pinto & Morey, 2011).

5.2. PIRINEO ARAGONÉS

5.2.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS

El intervalo de pH que presentan los prados estudiados en el Pirineo Aragonés (Tabla 4.4) es el más adecuado para la mayoría de cultivos, ya que los nutrientes se encuentran a su máxima disponibilidad y concuerdan en general con los valores que suelen aparecer en este tipo de prados (Trueba, *et al.*, 1999).

La tendencia arenosa de estos suelos (porcentaje medio de arena de 77,18% y porcentaje medio de arcilla de 10,48%) hace que sean permeables y porosos y, por lo tanto, susceptibles a la erosión y con poca capacidad para retener agua y nutrientes. Sin embargo, altos valores de materia orgánica podrían mitigar en parte esta susceptibilidad a la erosión, al aumentar la estabilidad de los agregados del suelo (Bronick & Lal, 2005) y mejorar la estructura del suelo, lo cual aumenta el espacio poroso en el que se almacena agua disponible para las plantas (Jankowska-Huflejt, 2006). El porcentaje de materia orgánica en suelos de praderas y pastos de Aragón entre los 1000 y 2000 m de altitud es muy variable (Trueba, *et al.*, 1999). Esta variabilidad está presente en los suelos muestreados (Tabla 4.4, Desviación estándar= 2,69), a pesar de lo cual todos los suelos son ricos en materia orgánica, ya que en ningún caso se obtuvo un porcentaje menor al 10%. La relación C/N fue muy baja (Tabla 4.4) en relación a los valores que se suelen obtener en praderas y pastos de Aragón (Trueba, *et al.*, 1999).

Los valores generales de fósforo están por debajo del umbral de 30 mg kg⁻¹. La disponibilidad del fósforo está influenciada por la textura del suelo: con la misma cantidad de fósforo disponible, la concentración en el suelo será mayor en un suelo arenoso que en uno arcilloso (Jiménez, 1989). Por otra parte, el factor que condiciona el equilibrio dinámico entre las formas solubles e insolubles del fósforo es el pH. El fósforo es asimilable por las plantas únicamente en las formas de iones ortofosfatos H₂PO₄⁻ (monovalente) y, en menor medida, H₂PO₄²⁻ (bivalente) presentes en la solución del suelo. La solubilidad de estos dos iones depende fundamentalmente del pH y de la presencia de otros iones en la solución del suelo, como el calcio y el aluminio

y el hierro. En suelos muy ácidos, la asimilación del fósforo disminuye por formarse compuestos insolubles con el hierro y el aluminio, y en suelos básicos con el calcio (Jiménez, 1989).

Es llamativo el hecho de que casi la mitad de las parcelas mostraron valores de boro por encima del umbral de toxicidad de 5 ppm (Vera, 2001). Sin embargo, la disponibilidad del boro depende de las condiciones del suelo, como son el pH, la textura, la cantidad de materia orgánica, etc. (Nable, *et al.*, 1997). El boro asimilable consiste básicamente en ácido bórico (H_3BO_3), que puede ser lavado fácilmente a pH menor de siete, especialmente en suelos arenosos; a medida que aumenta el pH, aumenta la forma de anión borato ($B(OH)_4$), adsorbido a arcillas y compuestos de hierro y aluminio, con un máximo de adsorción a pH nueve (Vera, 2001). Debido a esto, a mayor pH, menor es la disponibilidad de boro. El boro tiene una función esencial en varios procesos fisiológicos de las plantas, como son el transporte de azúcares, la síntesis de sacarosa, la fotosíntesis y el metabolismo de ácidos nucleicos y proteínas, entre otros (Vera, 2001). Sin embargo, puede resultar tóxico a concentraciones poco superiores a las adecuadas. El primer síntoma de toxicidad es la clorosis o necrosis de las puntas de las hojas de la planta, necrosis que avanza hacia el interior de la hoja. Además, el exceso de boro produce una serie de efectos fisiológicos, como pueden ser la inhibición de la germinación de las semillas, la disminución de la actividad fotosintética o el desarrollo de frutos y semillas (Herrera-Rodríguez, *et al.*, 2010).

El exceso de boro puede limitar la absorción de potasio y magnesio por parte de las plantas (Vera, 2001). Y a la inversa, se ha visto que la adición de potasio puede paliar los efectos de la toxicidad por boro, como son la reducción del crecimiento y el desequilibrio mineral (Samet, *et al.*, 2013; Samet, *et al.*, 2015). Contrariamente a esto, en nuestros resultados aparece el boro correlacionado positivamente tanto con el magnesio como con el potasio (Tabla 4.5). Otros nutrientes que han demostrado ser útiles para mitigar los efectos de un exceso de boro son el fósforo, el nitrógeno o el cobre, por competición en los procesos de absorción, y el silicio, el calcio o el zinc, por su papel en el mantenimiento de la integridad de las membranas celulares, que inhibe la absorción de boro (Nable, *et al.*, 1997; Hua, *et al.*, 2021). También se puede reducir la disponibilidad de boro, por ejemplo con el encalado del suelo, que aumenta el pH y además aumenta el contenido en carbonato, que actúa como adsorbente del boro, o con la adición de materia orgánica (Nable, *et al.*, 1997; Hua, *et al.*, 2021).

Respecto a los cationes intercambiables, el potasio y el magnesio se encontraron en concentraciones altas o excesivas en todos los prados, lo cual podría reducir la toxicidad del boro, como se ha comentado anteriormente. De acuerdo con Yost y Hartemink (2019), los suelos arenosos de praderas poseen una concentración media de potasio intercambiable de $0,3 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$

con una desviación estándar de 0,35. Teniendo en cuenta estos valores, ya el mínimo de $0,6 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ (Tabla 4.4) se consideraría una concentración elevada. Los mismos autores destacaron que en suelos de pradera y agrícolas, altos valores de pH están acompañados de altos niveles de potasio. De acuerdo con un exceso de potasio (Jiménez, 1989), la relación K:Mg fue superior a 0,5 en más de la mitad de los prados muestreados. Una elevada presencia de potasio puede tener una influencia negativa en la absorción de magnesio y calcio por parte de las plantas y se ha relacionado con problemas de salud en el ganado relacionados con la nutrición, derivados del déficit de estos cationes, como la hipocalcemia y la hipomagnesemia (Kayser & Isselstein, 2005). Sin embargo, nuestros resultados muestran correlaciones positivas altamente significativas entre los tres elementos (Tabla 4.5), especialmente entre el potasio y el magnesio, y de hecho los niveles de magnesio también fueron elevados. El intervalo medio para el magnesio sería de $0,84 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1} \pm 1,01$ (Yost & Hartemink, 2019) y la mínima concentración de este elemento en los resultados fue de $1,67 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ (Tabla 4.4). En suelos de un parque nacional en Polonia (Czepinska-Kaminska, *et al.*, 2003) se vio que las concentraciones de cationes intercambiables variaban a lo largo del año, con picos hacia la mitad de la estación de crecimiento de las plantas, y dependían también de las comunidades vegetales asentadas en esos suelos. Según esto, teniendo en cuenta que los muestreos en el Pirineo Aragonés tuvieron lugar entre septiembre y octubre, es posible que las concentraciones en los meses de julio o agosto sean incluso mayores que las obtenidas en el presente estudio. El calcio fue mucho más variable, desde $3,41 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, que es un valor bajo, hasta $9,2 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, que es un valor elevado (Tabla 4.4). Según Yost y Hartemink (2019), la concentración media de calcio intercambiable en suelos arenosos sería de $4,1 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1} \pm 6,8$. Los cationes bivalentes de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) pueden mejorar la estructura del suelo a través de la formación de carbonatos en el caso del calcio. Sin embargo, el calcio es más efectivo que el magnesio, ya que este último puede aumentar la dispersión de las arcillas, mientras el calcio inhibe esta dispersión aumentando la estabilidad de los agregados del suelo sustituyendo al sodio y al magnesio (Bronick & Lal, 2005). Los suelos que han sido dispersados por un gran intercambio de sodio pueden ser recuperados mediante el intercambio de Na^+ por Ca^{++} , que reflocula la arcilla y el Na baja a la disolución del suelo. Las concentraciones de sodio fueron elevadas, con valores entre $0,6$ y $1,3 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ (Tabla 4.4), cuando los niveles normales para suelos arenosos estarían entre $0,25 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ y $0,5 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ (Jiménez, 1989). Un exceso de sodio produce deficiencias en calcio y magnesio, produciendo fuertes defoliaciones en árboles. En suelos arenosos, si la concentración de sodio supera $1 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$, pueden existir problemas de salinidad (Jiménez, 1989). En el presente estudio, este umbral se supera en nueve de las parcelas del Pirineo Aragonés.

La capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE), con un valor medio de $11,5 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ (Tabla 4.4), fue bastante más elevada que los valores que Yost y Hartemink (2019) proporcionan para suelos arenosos de pradera con valores para el pH y el carbono orgánico similares a los obtenidos en los prados de nuestro estudio. Estos autores encontraron que la capacidad de intercambio catiónica en suelos arenosos de todo el mundo y bajo diferentes regímenes de manejo estaba entre 2,5 y $11 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ cuando el carbono orgánico estaba entre el 10 y el 20%, y que, bajo un manejo agrícola o de pradera, la CICE aumenta al aumentar el carbono orgánico. En nuestro caso, se obtuvo una media de $11,5 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ para un valor medio de carbono orgánico de 8,89%, aunque no se observaron correlaciones entre estos dos factores, ni entre la CICE y el pH.

Los valores bajos del carbonato cálcico y la caliza activa (Jiménez, 1989) en todos los prados muestreados son consistentes con la neutralidad de los suelos. El efecto de los carbonatos en la estructura está influenciado por el carbono orgánico del suelo: aumentos en el carbono orgánico resultan en una mayor disolución y reprecipitación de carbonatos en el suelo. Una elevada concentración de carbonatos aumenta la protección del carbono orgánico, aunque su efecto sobre la estabilidad de los agregados puede depender del tamaño de las partículas: pueden aumentar la estabilidad de macroagregados, pero disminuir la de los microagregados (Bronick & Lal, 2005).

Normalmente, los suelos arenosos poseen una baja capacidad de campo y un bajo punto de marchitez permanente (Yost & Hartemink, 2019). La baja capacidad de campo y la alta permeabilidad hace que estos suelos sean susceptibles a la pérdida de nutrientes por lixiviación (Huang & Hartemink, 2020). Los suelos estudiados del Pirineo Aragonés poseen una capacidad de campo de 17,49% de media (Tabla 4.4). Este valor es más elevado que el reportado para suelos arenosos por algunos autores como Giap *et al.* (2021), que proporcionan un valor de 5,5%, o Weng y Luo (2008), que proporcionan un intervalo entre el 10 y el 15%. Sin embargo, los valores obtenidos están dentro del intervalo propuesto por Huang y Hartemink (2020) de entre el 5 y el 22%. También los valores obtenidos en el presente estudio para el punto de marchitez permanente (Tabla 4.4) son más altos que los proporcionados por los citados trabajos: Giap *et al.* (2021) obtuvieron un 5,3%, Weng y Luo (2008) obtuvieron un intervalo entre el 5 y el 7,5%, y Huang y Hartemink (2020) obtuvieron un intervalo de entre el 1 y el 7%. Una capacidad de campo más elevada significa un mayor contenido en agua del suelo y, por lo tanto, una mayor proporción de la misma disponible para las plantas.

Los resultados para varios parámetros resultaron significativamente diferentes debido a la zona de localización. En la Figura 5.3 se ven claramente las diferencias entre zonas sobre todo para el porcentaje de arcilla y el

carbonato cálcico equivalente. Se ha explicado anteriormente que las variaciones en los porcentajes de arcilla influyen notablemente en la disponibilidad de fósforo, la concentración de cationes intercambiables y la CICE. Las diferencias significativas encontradas en el contenido de carbonatos pueden ser debidas al régimen de humedad que controlará su comportamiento y su posible pérdida por lavado. Los carbonatos se disuelven fácilmente en agua que contenga anhídrido carbónico y dado que la actividad biológica hace del suelo un medio con CO_2 , será posible una movilización de estos carbonatos. Por otro lado, en superficies en glacia (Broto y Fragen) puede haber una circulación lateral de agua de escorrentía hipodérmica enriquecida en HCO_3^- y Ca^{2+} que precipitarán, dando lugar a un aumento en el contenido de carbonato cálcico en la capa arable o cultivable del suelo (Porta, et al., 1999).

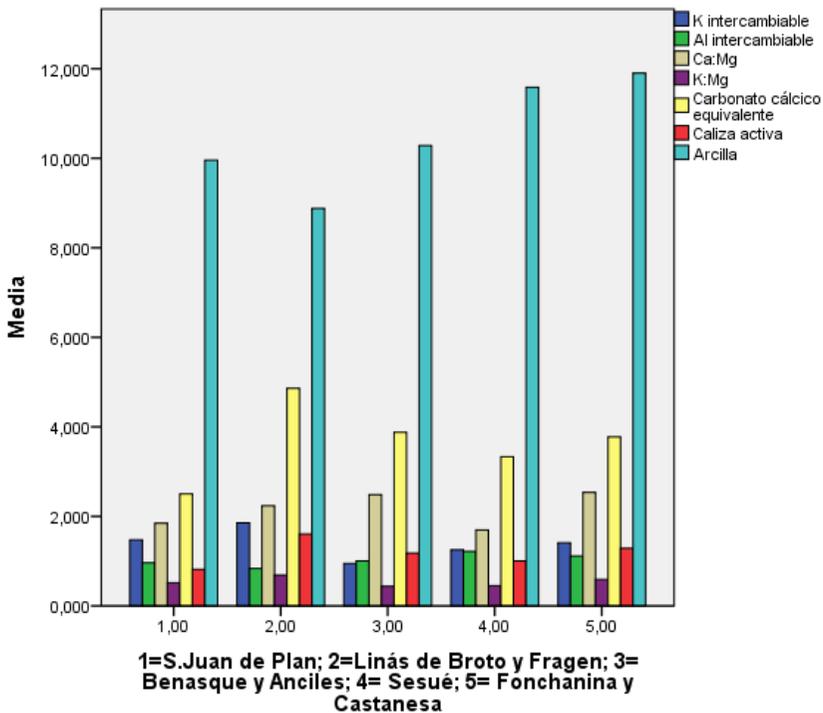


Figura 5.3. Valores medios de las variables afectadas por la localización.

K y Al intercambiable, $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$; Carbonato cálcico equivalente, Caliza activa y Arcilla, %.

Los carbonatos pueden ser heredados de una caliza que se fragmente o de una calcilutita u otras rocas sedimentarias que contengan calcita o dolomita. En la mayoría de las zonas de Aragón, se trata de calcita autigénica

formada en el suelo a partir de una solución rica en HCO_3 y Ca. Estas calcitas secundarias, en ausencia de magnesita (que puede elevar considerablemente el pH del suelo) explican que los suelos con acumulación de carbonato cálcico pueden llegar a tener un pH alrededor de 8.

5.2.2. MANEJO DE LOS PRADOS

En la fertilización inorgánica, normalmente se usan abonos complejos con las fórmulas NPK (nitrógeno, fósforo y potasio), además de Mg y Ca soluble. El porcentaje de calcio soluble en agua (% CaO) puede llegar al 6%. Por ejemplo: NPK (Ca-Mg-S) 7 14 14 (6-2-25). Aunque hay muy pocas parcelas con fertilización inorgánica, el habitual uso de abonos complejos NPK, normalmente con impurezas de Ca, incluso si no figuran macronutrientes secundarios como el Ca en la fórmula usada, podría explicar el alto contenido de carbonato cálcico en las zonas fertilizadas de manera inorgánica.

5.2.3. BIODIVERSIDAD

En Pirineos, el abandono y la subutilización de laderas han producido cambios muy importantes en la cubierta vegetal. Desde mediados del siglo XX ha existido un incremento general de la cubierta vegetal con avance de matorrales y bosques, debido al abandono del espacio agrícola y a la ausencia o baja presión del pastoreo. Se ha observado que las zonas con más presión ganadera son las que han sufrido menos cambios (Lasanta & Vicente-Serrano, 2007). Los índices de biodiversidad para los prados estudiados en el Pirineo Aragonés presentaron valores medios altos (Tabla 4.24). Según los resultados del test ANOVA con la localización de las parcelas como factor, los valores más elevados de ambos índices de biodiversidad aparecieron en las parcelas del grupo 3, correspondiente a las localidades de Benasque y Anciles, mientras que los valores más bajos se obtuvieron para las parcelas del grupo 2, correspondiente a las localidades de Linás de Broto y Fragen. A pesar de esto, la parcela que presentó el valor máximo para el índice de Simpson fue la parcela 25-HU, en la localidad de Fragen, mientras que el valor más elevado para el índice de Shannon apareció en una parcela de Benasque, la parcela 27-HU. Esta diferencia puede ser debida a que el índice de Shannon es más sensible a la presencia de especies raras, mientras el índice de Simpson es más sensible a cambios en la distribución de las especies más abundantes (Canals & Sebastià, 2000). En el caso de la parcela 25-HU, el número de especies fue de 35 y todas ellas tuvieron entre el 5% y el 18% de cobertura, mientras que en la parcela 27-HU el número de especies presentes fue de 59, y solamente *Agrostis castellana* tuvo una cobertura superior al 50%, mientras 27 de estas especies tuvieron una cobertura mínima. El único factor destacable en la parcela 25-HU es que presentó el menor porcentaje de arcilla, pero para el

resto de parámetros estudiados se encuentra en valores medios entre los máximos y los mínimos. De la misma manera, en la parcela 27-HU los parámetros edáficos también se mantuvieron en valores medios. Según los resultados del árbol de decisiones (Figura 4.3), en las parcelas del Pirineo Aragonés, la variable más importante en relación al índice de Shannon fue la capacidad de intercambio catiónica efectiva. El valor de la CICE que separa los nodos del árbol es 11,93%, por encima del cual el valor del índice de Shannon descendería. Diez parcelas quedarían englobadas en este grupo: dos parcelas de San Juan de Plan, cuatro de Linás de Broto y una en Benasque, Sesué, Fonchanina y Castanesa. En este caso queda patente la importancia de los parámetros climáticos para la biodiversidad, ya que la segunda variable explicativa del árbol CHAID fue la temperatura media anual, con el máximo valor de biodiversidad entre 7,4°C y 8,5°C. Según Zelnik y Čarni (2008; 2013), la temperatura media anual y la precipitación media anual explican gran parte de la variación en la vegetación. Estas dos variables determinan la humedad del suelo, que ha sido identificada como el principal gradiente controlando la composición de especies (Havlová, *et al.*, 2004). En nuestros resultados, la precipitación anual aparece positivamente correlacionada con el índice de Simpson, pero no con el de Shannon.

A partir de la información recopilada en los inventarios florísticos, la práctica totalidad de las parcelas se pueden considerar hábitats de interés comunitario según la Directiva 97/62/CE (Aguilar, *et al.*, 2018), excepto una parcela identificada como perteneciente a la alianza *Cynosurion cristati*, excluida de la citada Directiva (Reiné, *et al.*, 2014; Reiné, 2009). La mayoría de los prados estudiados están incluidos en el hábitat 6510, ya que pertenecen a la alianza *Arrhenatherion*. Estos prados constituyen el 72% de los prados incluidos en el estudio. Dentro de esta alianza, las asociaciones dominantes fueron *Rhinantho mediterranei-Trisetum flavescens* y *Ophioglosso-Arrhenatheretum elatioris*. La primera de estas asociaciones se caracteriza por la presencia de *Rhinanthus mediterraneus*, *Plantago media*, *Phleum pratense*, *Vicia cracca*, *Echium vulgare* y *Onobrychis supina*, mientras que las especies diferenciales de *Ophioglosso-Arrhenatheretum elatioris* son *Leucanthemum vulgare* aggr., *Anthoxanthum odoratum*, *Centaurea* gr. *Jacea*, *Festuca rubra*, *Rhinanthus pumilus*, *Briza media*, *Plantago media*, *Knautia nevadensis* y *Ophioglossum vulgatum* (Corominas, 2020). El 22% de los prados se corresponde con la alianza *Trisetum-Polygonion* (Hábitat 6520) y todos ellos pertenecen a la misma asociación, *Trisetum flavescens-Heracleetum pyrenaici*. Esta asociación se caracteriza por la presencia de plantas de montaña como *Heracleum sphondylium*, *Polygonum bistorta*, *Crepis pirenaica*, *Pimpinella major*, *Geranium pratense*, *Campanula patula*, *Knautia nevadensis*, *Astrantia major* y *Narcissus poeticus*, y plantas diagnósticas como *Chaerophyllum aureum*, *Angelica razulii*, *Filipendula ulmaria* o *Phyteuma spicatum*

(Rodríguez-Rojo, *et al.*, 2014). Unas pocas parcelas fueron identificadas como pertenecientes a la alianza *Bromion erecti*, que se corresponde con el hábitat 6210, también contemplado en la Directiva Hábitats, pero fuera del interés de este proyecto, ya que se corresponden con prados solamente pastados o segados de manera muy esporádica (Aguar, *et al.*, 2018).

Para la evaluación del estado de conservación se utilizó una lista de plantas obtenida a partir de los inventarios realizados en los prados de los Pirineos, en este caso propias de la asociación *Trisetum flavescens-Heracleetum pyrenaici* (Aguar, *et al.*, 2018):

<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Trifolium montanum</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>Elatius</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Astrantia major</i>	<i>Trisetum flavescens</i>
<i>Avenula pubescens</i> subsp. <i>amethystina</i>	
<i>Centaurea scabiosa</i>	
<i>Crepis pyrenaica</i>	
<i>Cynosurus cristatus</i>	
<i>Dactylis glomerata</i>	
<i>Dianthus carthusianorum</i>	
<i>Festuca pratensis</i>	
<i>Heracleum sphondylium</i> subsp. <i>pyrenaicum</i>	
<i>Holcus lanatus</i>	
<i>Lathyrus pratensis</i>	
<i>Lotus corniculatus</i>	
<i>Onobrychis viciifolia</i>	
<i>Phleum pratense</i>	
<i>Pimpinella major</i>	
<i>Poa trivialis</i>	
<i>Rhinanthus pumilus</i>	
<i>Salvia pratensis</i>	

Para un estado de conservación óptimo se requiere la presencia de entre 18 y 25 de estas especies, para un estado de conservación bueno, entre 10 y 17, y con menos de 10 plantas, el estado de conservación se califica como mejorable (Aguar, *et al.*, 2018). En este caso, a partir de la información de los 50 inventarios, solamente tres prados se pueden considerar en un estado de conservación óptimo. Estos tres prados son las parcelas 27-HU, 28-HU y 30-HU, las tres localizadas en la localidad de Benasque. Este resultado concuerda con los resultados obtenidos para los índices de biodiversidad, que son más elevados para las parcelas de esta zona. Estas tres parcelas tienen en común una elevada riqueza de especies, con pocas o ninguna especie con cobertura elevada y una gran proporción de especies con bajas coberturas. Las parcelas

con un estado de conservación bueno fueron un 68% (34 parcelas). Sin embargo, un porcentaje significativo, el 26% de los prados, presentaron un estado de conservación mejorable. Entre estos, es destacable que se encuentran todas las parcelas muestreadas de las localidades de Linás de Broto y Fragen, además de tres parcelas en San Juan de Plan, dos en Sesué y una en Castanesa. Entre las cinco parcelas de Linás de Broto se encuentra la parcela con el valor mínimo de biodiversidad para ambos índices utilizados, la parcela 20-HU. En esta parcela aparecieron solamente 14 especies, con cinco de ellas dominando claramente sobre las demás. Estas especies dominantes fueron *Arrhenatherum elatius*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens*, *Rhanunculus acris* y *Festuca pratensis*. *A. elatius*, *T. repens* y *F. pratensis* ya han sido comentadas en la sección de Picos de Europa (4.1.4.). *T. officinale* (diente de león) puede tolerar un amplio rango de condiciones climáticas, mostrando una gran adaptabilidad a diferentes condiciones de luz y resistiendo la sequía, aunque las plantas jóvenes son muy sensibles a ésta y pueden tener problemas en suelos que se secan rápidamente (Stewart-Wade, *et al.*, 2002). También tolera una variedad de suelos, aunque crece mejor en suelos húmedos de textura arcillosa y no prospera en suelos poco profundos y sensibles a la sequía. Respecto al pH, puede soportar valores desde 4,8 hasta más de 7,6. Su establecimiento y desarrollo dependen de la altura de la vegetación y la frecuencia de la siega (Stewart-Wade, *et al.*, 2002). Esta especie tiene un gran valor nutricional para el ganado, ya que puede contener tanta proteína como el trébol blanco, y también posee buenas cantidades de grasas y carbohidratos. Históricamente, se ha utilizado además como hierba medicinal como diurético, para mejorar la función del hígado o para disminuir los niveles de colesterol y presión sanguínea, entre otros efectos. El diente de león es también una buena planta indicadora de contaminación ambiental y se usa a menudo como bioindicadora debido a su capacidad para acumular metales en hojas y raíces (Stewart-Wade, *et al.*, 2002). *Rhanunculus acris*, o botón de oro, se encuentra ampliamente distribuida por toda Europa, en hábitats con buen aporte de agua, estando ausente de áreas con sequía estival severa. Para esta especie, el factor crítico es la humedad del suelo, más que las propiedades químicas del mismo. La elevada capacidad de retención de agua de los suelos arcillosos es especialmente adecuada para el establecimiento de *R. acris* (Harper, 1957). Puede aparecer tanto en prados aluviales alcalinos como en suelos con arcillas ricas en bases, como en zonas montañosas de turbera ácida. Es una especie característica de prados tanto pastados como segados y su abundancia en estos sistemas es indicativa de la edad del pasto, aumentando la frecuencia de la especie con el sobrepastoreo o los cortes para heno (Harper, 1957). De hecho, su abundancia relativa tiende a aumentar con el pastoreo, ya que el ganado evita su consumo debido al amargor que produce la liberación de la protoanemonina, una toxina que se libera a la savia y que aparece en las plantas de la familia *Ranunculaceae* (Hill

& Van Heyningen, 1951). Esta toxina puede causar la inflamación del sistema digestivo e incluso la muerte. El botón de oro es una planta alta, por lo que puede competir con las gramíneas altas asociadas (Harper, 1957).

Seis de las especies detectadas estuvieron presentes en 45 o más parcelas, casi siempre con coberturas entre el 17% y el 60%. Estas especies fueron *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium pratense*, *T. repens* y *Trisetum flavescens*, cuatro de las cuales están incluidas en la lista de especies indicadoras del estado de conservación. Las características de *A. elatius*, *P. lanceolata*, *T. pratense*, *T. repens* y *T. flavescens* se han comentado en la sección de Picos de Europa (4.1.4.). *Dactylis glomerata* es una especie que puede encontrarse a pH entre 5 y 8, aunque crece mejor entre 6 y 7. Es tolerante a un amplio rango de condiciones climáticas, pero es sensible a condiciones extremas de temperatura, precipitaciones y viento, y también puede sufrir daños a causa de heladas primaverales tardías (Beddows, 1959). En prados y pastos está comúnmente asociada a *A. odoratum*, *A. elatius*, *H. lanatus* y *C. cristatus*. El pastoreo primaveral y veraniego induce la dominancia de esta especie, mientras que, si aquel tiene lugar durante el otoño, invierno y primavera temprana, *D. glomerata* puede desaparecer. Así también, es eliminada por el pisoteo de los animales y es fácilmente controlable mediante el arado de la tierra (Beddows, 1959).

De entre las especies indicadoras, 13 estuvieron presentes con una cobertura superior al 50%. Estas especies fueron: *Agrostis capillaris*, *Arrhenatherum elatius* subsp. *elatius*, *Centaurea scabiosa*, *Cynosurus cristatus*, *Dactylis glomerata*, *Heracleum sphondylium* subsp. *pyrenaicum*, *Holcus lanatus*, *Lotus corniculatus*, *Onobrychis viciifolia*, *Rhinanthus pumilus*, *Salvia pratensis*, *Trifolium pratense* y *Trisetum flavescens*. *A. capillaris* (yerba fina) es una gramínea típica y abundante en praderas y pastos, aunque puede adaptarse a otros hábitats. Puede ser especialmente dominante en suelos ácidos y pobres en nutrientes y está bien adaptada a la presión del pastoreo, así como a la siega, y también resulta beneficiada por las quemadas frecuentes (Maczey, 2022). Esta especie tiene gran tolerancia a las condiciones climáticas y es muy resistente tanto al calor estival como al frío invernal, estando presente en climas tanto atlántico como continental y a diferentes altitudes. Aunque requiere una alta iluminación en general, presenta cierta tolerancia a la sombra (Maczey, 2022). La yerba fina es típica de condiciones oligotróficas a mesotróficas y tiene preferencia por los suelos de textura media con cantidades moderadas de materia orgánica. Su pH óptimo se encuentra entre 6,5 y 7,3. Crece de manera óptima en suelos bien drenados o secos, pero también puede abundar en suelos húmedos. Esta especie es indicativa de suelos pobres en nutrientes, a menudo en fósforo, y evita las áreas con altos niveles de magnesio, aunque tiene una gran tolerancia frente a los metales pesados (Maczey, 2022). *A. capillaris* aparece a menudo asociada a *Festuca rubra*, aunque esta última prefiere suelos ligeramente más ricos. También se

la puede encontrar comúnmente asociada a especies como *Ranunculus acris*, *Leontodon hispidus*, *Nardus stricta*, *Anthoxanthum odoratum*, *Potentilla erecta* y *Plantago lanceolata* (Maczey, 2022). *Centaurea scabiosa* o centaurea mayor es una especie perenne de la familia de las Asteráceas, con una amplia distribución en toda Europa, excepto en las zonas más al norte y más al sur, y Asia, hasta Siberia (Wala, et al., 2021). Aparece en prados, lugares secos, taludes arbustivos y en rocas en zonas montañosas. Se puede encontrar en lugares bien iluminados, en suelos secos y muy secos, más bien infértiles. La centaurea mayor parece no presentar problemas para establecerse en suelos completamente diferentes, sin importar si estos presentan características ácidas o básicas. Esta especie muestra requerimientos nutricionales bajos, aunque los datos sobre sus preferencias edáficas, incluyendo el pH, entre otros, son escasos (Wala, et al., 2021). *Heracleum sphondylium* es una especie perteneciente a la familia de las Apiáceas distribuida por toda Europa, excepto en el extremo norte, gran parte del área mediterránea y algunas islas atlánticas y mediterráneas. Su distribución se encuentra entre valores de 700 y 5000 mm de precipitación media anual y entre 5 y 15°C de temperatura media anual. El límite que representa la región mediterránea se debe probablemente a que las temperaturas mínimas invernales son demasiado elevadas para los requerimientos de las semillas y a los extensos períodos de sequía. Hacia el norte, la distribución de la especie está limitada por las bajas temperaturas, la fertilidad del suelo y sus necesidades para la polinización (Sheppard, 1991). Es una especie con gran tolerancia respecto a la humedad y la exposición al viento. *H. sphondylium* es una especie típica de prados poco pastoreados o con baja frecuencia de siega, o incluso abandonados, con suelos fértiles, arcillosos, con pH entre 6 y 7, aunque puede encontrarse en suelos con pH a partir de 4,2, siempre que contengan concentraciones adecuadas de nitrógeno, fósforo y potasio. El estado nutricional del suelo es el principal factor para la distribución y la abundancia de esta especie (Sheppard, 1991). Las prácticas agrícolas, especialmente el pastoreo y la siega regular de los prados, evitan su crecimiento, aunque existe evidencia de que puede beneficiarse del pastoreo o la siega ocasional, debido a que esto reduce la ventaja competitiva de otras especies. En general, el pastoreo es más destructivo que la siega. *H. sphondylium* forma poblaciones de alta densidad frecuentemente en comunidades de praderas neutras, mezclada típicamente con *Arrhenatherum elatius* y *Dactylis glomerata* (Sheppard, 1991). *Lotus corniculatus*, o botón de oro, es una leguminosa extendida por toda Europa en áreas que no sufren una estación seca prolongada y está probablemente ausente de zonas con clima mediterráneo por su intolerancia a sequías severas. Es una especie confinada a lugares bien iluminados, pero las altas temperaturas le resultan dañinas y se ha visto que la fijación de nitrógeno disminuye a temperaturas por debajo de los 12 °C (Jones & Turkington, 1986). El botón de oro se encuentra en una gran variedad de suelos respecto a la

textura (de arcillosa a arenosa), materia orgánica (desde casi nula a más del 90%), condiciones de humedad, pH (entre 4,3 y 8) y salinidad. Se encuentra ausente en los suelos más ácidos de brezales o praderas pobres en especies y es más capaz de prosperar en suelos infértiles que otras leguminosas. Esta especie aumenta su abundancia en respuesta a aplicaciones de fósforo, pero se ve reducida por la aplicación de nitrógeno, probablemente a causa de la competición con otras especies. La fijación de nitrógeno por parte de esta especie puede llevar al enriquecimiento del suelo y a cambios en la composición florística (Jones & Turkington, 1986). Especies típicas asociadas con *L. corniculatus* en prados y pastos neutros son *Agrostis stolonifera*, *Cynosurus cristatus*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis* y *F. rubra*. Suele estar ausente de praderas lindantes con carretera dominadas por *A. elatius* y de pastizales intensamente fertilizados y pastados dominados por *Lolium perenne* y *Trifolium repens* (Jones & Turkington, 1986). *Onobrychis viciifolia*, o esparceta, es una leguminosa de la familia de las Fabáceas originaria de Asia central e introducida en Europa, Norte América y Oriente Medio, donde se encuentra ampliamente distribuida (Carbonero, *et al.*, 2011). Tolerla la sequía, el frío y la baja presencia de nutrientes, de manera que crece en un amplio rango de condiciones climáticas, en suelos neutros o básicos a pH 6 o superior, tanto en zonas secas como en zonas bien irrigadas. En el Reino Unido se encuentra siempre asociada a suelos calcáreos y es intolerante a las inundaciones. Su tolerancia a las heladas es mayor que la de otras leguminosas como *Medicago sativa* y la mayoría de las especies de *Trifolium*. También parece ser tolerante a las altas temperaturas, ya que se ha observado en pequeñas zonas del norte de Grecia y sur de España a temperaturas superiores a 32°C (Carbonero, *et al.*, 2011). Se ha visto que el tratamiento con estiércol, fósforo y potasio aumenta la productividad y la persistencia de las plantas de esta especie. *O. viciifolia* tiene una importancia significativa como leguminosa forrajera, lo que la hace muy popular en cultivos de las llanuras de Oriente Medio, España, Italia y Europa oriental. Aunque su cultivo ha disminuido por competición con otras especies de mayores rendimientos, como pueden ser *M. sativa* y especies de *Trifolium* (Carbonero, *et al.*, 2011). La esparceta aumenta la diversidad de los agroecosistemas, ya que es una importante fuente de polen y néctar (Carbonero, *et al.*, 2011). *Rhinanthus pumilus* es una especie típica de pastos y herbazales desde el nivel del mar hasta el piso alpino. Está distribuida de manera continua por todo el sur de Europa, desde la Península Ibérica hasta Grecia (Sáez & Alonso, 2000). Las diferentes especies de *Rhinanthus* no se diferencian fácilmente y existe además una gran variabilidad intrapoblacional y estacional, lo que hace muy difícil la identificación inequívoca de las plantas y la delimitación de su distribución. *Rh. pumilus* no es una excepción y presenta una gran variabilidad morfológica, incluso dentro de una misma población (Sáez & Alonso, 2000). Esto puede hacer que ciertos especímenes se clasifiquen como otra especie diferente

cuando en realidad pertenecen a la misma. Tradicionalmente, se han identificado formas de porte y flores pequeñas, de tallo no ramificado, y restringidas a alta montaña como *Rh. pumilus*, y las formas que crecen a menor altitud, con un porte y flores de mayor tamaño, y tallos ramificados como *Rh. mediterraneus*. Sin embargo, se ha propuesto que entre estas dos especies no es posible la delimitación de límites claros para diferenciar su morfología, ecología o distribución, por lo que *Rh. mediterraneus* debería considerarse un sinónimo de *Rh. pumilus* (Sáez & Alonso, 2000). *Salvia pratensis* es una especie herbácea perenne que se distribuye por toda Europa, generalmente en ambientes ente secos y húmedos, cálidos y con buena iluminación. A pesar de esto, debido a su amplia distribución, es capaz de soportar los climas más severos de la Europa continental, por debajo de -20°C, y tolera razonablemente bien la sequía. En la Europa continental, su límite altitudinal se ha encontrado a 1920 m y, a pesar de no ser una especie alpina, puede encontrarse comúnmente en prados alpinos (Moughan, *et al.*, 2021). Se encuentra en un amplio rango de hábitats, incluyendo praderas de inundación y prados alpinos, aunque es predominantemente una especie calcícola que puede ampliar su presencia a suelos más mesófilos, pero no ácidos. La poca disponibilidad de nutrientes es de mayor importancia para el establecimiento de esta especie que el pH. En Europa central *S. pratensis* es una especie típica de praderas más o menos áridas y de prados de *Arrhenatherum* de baja altitud hasta hábitats submontanos (Moughan, *et al.*, 2021). Esta es una especie muy apetitosa para los animales de pasto. El pastoreo de alta intensidad puede afectar a la supervivencia de la especie a través de la destrucción de yemas basales, por lo que puede contribuir al deterioro de las poblaciones. Sin embargo, el pastoreo estacional puede resultarle beneficioso, al mantener un hábitat adecuado y promover el establecimiento de las plantas gracias a la perturbación del suelo, ya que la perturbación y zonas de suelo desnudo son necesarias para el reclutamiento de semillas y una estructura de población más dinámica (Moughan, *et al.*, 2021). Las poblaciones de mayor viabilidad se encuentran en lugares con la mayor riqueza de especies y las especies más raras, mientras que la presencia de especies asociadas a hábitats más ricos en nutrientes hace que las poblaciones de salvia sean menos viables. En este caso, la competencia puede ser más importante que la abundancia de nutrientes, ya que se ha visto que la especie tiene un buen crecimiento en experimentos con buen aporte de nutrientes (Moughan, *et al.*, 2021).

5.3. PIRINEO FRANCÉS

5.3.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS

Los suelos de todas las parcelas del Pirineo Francés presentan pH ácido. El pH ejerce una influencia directa en el contenido de materia orgánica del suelo, ya que afecta a los microorganismos y, por tanto, a la mineralización (Jiménez, 1989). En los suelos con pH ácido existe una menor respiración microbiana, lo que se puede relacionar con una mayor acumulación de materia orgánica, como se ha visto en zonas de matorral de alta montaña de carácter ácido (Bárceñas, *et al.*, 2021). Para suelos francos y arenosos, como los de las parcelas de Francia, el porcentaje de materia orgánica se considera muy alto a partir del 3,5% (Jiménez, 1989). El mínimo encontrado entre los prados estudiados en el Pirineo Francés en este proyecto fue de 11,31% (Tabla 4.7), con lo cual todos ellos presentan una acumulación importante de materia orgánica. Sin embargo, el análisis de correlaciones no descubrió ninguna relación entre el pH y la materia orgánica, si no entre la materia orgánica y el porcentaje de arena (Tabla 4.8). Además, el ANOVA realizado con la zona de localización como factor de variación (Tabla 4.9 y Figura 5.4) confirma que tanto la mayor concentración de materia orgánica como los mayores porcentajes de arena se dieron en las parcelas de Herou. La correlación positiva entre estos dos parámetros resulta sorprendente, ya que los suelos arenosos con menos del 10% de arcilla, como son la mayoría de las parcelas estudiadas en el Pirineo Francés, tienden a ver reducido su contenido en materia orgánica, ya que la elevada aireación de este tipo de suelos favorece la mineralización (Jiménez, 1989). También el índice de Bouyoucos es más elevado en la misma zona, de manera que podemos decir que los suelos más erosionables son los de la zona de Herou, a pesar de la protección extra que puede proporcionar el elevado porcentaje de materia orgánica.

El fósforo asimilable se mantuvo en niveles medios y solamente una parcela presentó una concentración superior a los 30 mg/Kg.

El bajo pH influye en el comportamiento del aluminio intercambiable, de manera que este puede volverse tóxico a valores de pH inferiores a 5,5, como ya se ha mencionado anteriormente (Rout, *et al.*, 2001). Cinco de las 18 parcelas presentaron valores de pH inferiores a este umbral. Se ha visto que los flujos de calcio se ven más afectados por el aluminio que los flujos de otros iones (Rout, *et al.*, 2001), lo cual se evidencia en la fuerte correlación negativa obtenida entre el aluminio y el calcio (Tabla 4.8).

Según Jiménez (1989), los valores de calcio intercambiable resultaron bajos (Tabla 4.7), pero según Yost y Hartemink (2019) entraría dentro de los valores medios que estos autores encontraron para suelos arenosos de praderas de todo el mundo; los valores de magnesio intercambiable fueron

normales (Tabla 4.7), con alguna parcela presentando valores un poco elevados; el potasio intercambiable resultó alto o muy alto en todas las parcelas, así como el sodio, cuya concentración media de $0,9 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$ es casi el doble de lo que sería una concentración elevada según Jiménez (1989) (Tabla 4.7). El exceso de potasio queda corroborado por los valores de la relación K:Mg, cuyo valor mínimo de 0,43 (Tabla 4.7) es el único por debajo del

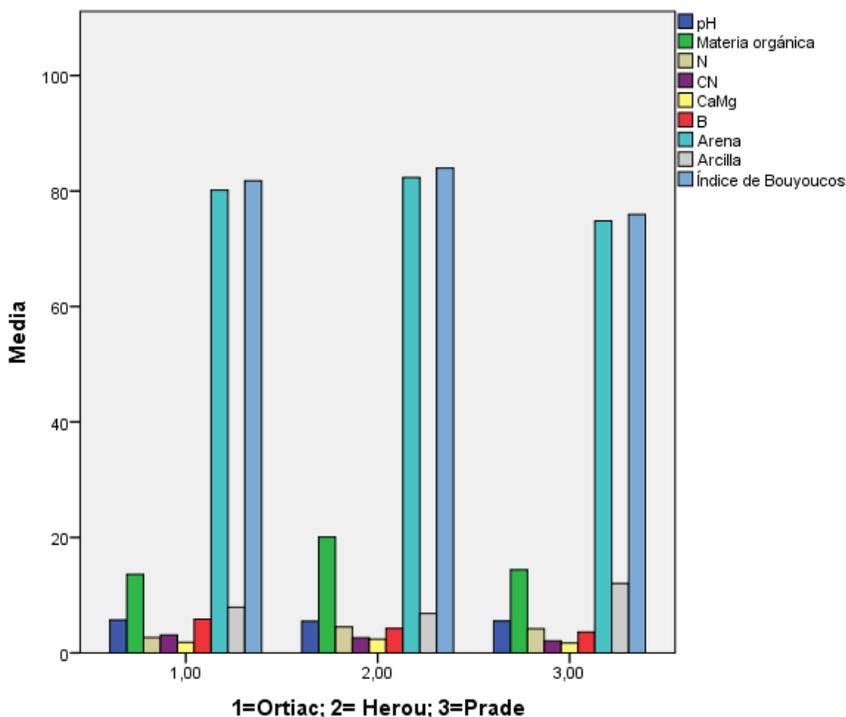


Figura 5.4. Valores medios de las variables edáficas afectadas por la localización. Materia orgánica, Nitrógeno total, Arena y Arcilla, %; Boro disponible, mg/kg.

umbral de 0,5 (Jiménez, 1989). Ya se han comentado en la sección del Pirineo Aragonés algunas consecuencias del exceso de potasio en el suelo. Un exceso de sodio puede traducirse en deficiencias de calcio y magnesio, aunque en este caso el sodio resultó estar positivamente correlacionado con el magnesio (Tabla 4.8). Con valores por encima de $1 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$ en suelos arenosos, como es el caso de algunas de las parcelas estudiadas, pueden existir problemas de salinidad de tipo sódico, por lo que sería recomendable realizar un examen especial de salinidad (Jiménez, 1989), aunque el porcentaje de sitios de intercambio ocupados por el sodio (ESP por sus siglas en inglés, Exchange Sodium Percentage), calculado como el cociente entre la concentración de

sodio y la CICE, en nuestro caso es bastante bajo y para suelos sódicos suele superar el 15% de la CICE (McCauley & Jones, 2005).

La mayor discordancia entre los valores obtenidos y los proporcionados por otros autores se encontró en relación a la capacidad de intercambio catiónico efectiva: según Jiménez (1989) la CICE de suelos arenosos se encuentra alrededor de 10 cmol_+/kg , valor según el cual las parcelas del Pirineo Francés sería en general un poco baja con algunas parcelas superando este valor (Tabla 4.7); sin embargo, Yost y Hartemink (2019) encontraron un valor medio de 3,8 cmol_+/kg , con una desviación estándar de 2,5 para suelos arenosos de pradera. Según este valor, las parcelas estudiadas en Francia tendrían una CICE bastante elevada, lo que podría responder al elevado porcentaje de materia orgánica en estos prados. Ya se ha comentado que la materia orgánica posee una mayor capacidad de cambio que la arcilla. Sin embargo, esta no se considera relevante a bajos porcentajes de materia orgánica. En suelos arenosos como los estudiados en este proyecto, con menos del 20% de arcilla en todos los casos y menos del 10% en gran parte de ellos, el papel de la materia orgánica en el complejo de cambio cobra una importancia mayor (Yuan, *et al.*, 1967), al existir muchas menos cargas negativas disponibles de naturaleza arcillosa.

El contenido en carbonatos de las parcelas de Francia resultó ser muy bajo, según los valores proporcionados por Jiménez (1989).

Seis de las 18 parcelas presentaron concentraciones de boro superiores a 5 ppm, valor a partir del cual, como se ha comentado anteriormente, puede tener efectos tóxicos en las plantas (Vera, 2001). Los análisis evidencian una relación entre el boro disponible y el pH, ya que ambos alcanzaron sus máximos valores en las parcelas de la zona de Ortiac (Tabla 4.9 y Figura 5.4) y además se encontró una correlación positiva entre ambos factores (Tabla 4.8). Uno de los factores que disminuye la absorción de boro por parte de las plantas es la aplicación de nitrógeno, debido a una competición por los sitios de absorción entre ambos nutrientes (Hua, *et al.*, 2021). En nuestros resultados aparece también una correlación negativa entre el boro disponible y el nitrógeno total en el suelo (Tabla 4.8). Además, el análisis de la varianza ANOVA según la localización confirma que las concentraciones más elevadas de boro disponible coinciden con las concentraciones más bajas de nitrógeno en el suelo (Tabla 4.9 y Figura 5.4).

Las propiedades hídricas resultaron un poco más elevadas que los valores proporcionados por algunos estudios. La media de la densidad aparente se sitúa entre los valores proporcionados por Huang y Hartemink (2020), entre 1,1 y 1,78 g cm^{-3} , como valores medios de suelos arenosos en todo el mundo, y solo ligeramente por encima de los valores de 1,5 g cm^{-3} encontrados por Twarakavi *et al.* (2009). Sin embargo, se ha sugerido que a valores de densidad aparente entre 1,3 y 1,7 g cm^{-3} puede limitarse el crecimiento de las raíces y disminuir el rendimiento de las plantas

(Houlbrooke, *et al.*, 1997). Se ha demostrado que el aumento de la densidad aparente conlleva una disminución del crecimiento de las raíces y de la absorción de nutrientes, así como del drenaje del suelo. Al reducirse el drenaje, aumenta la humedad del suelo, haciendo el ambiente más anaeróbico y reduciendo la eficiencia de los microorganismos para liberar los nutrientes para las plantas (Mayel, *et al.*, 2021). La densidad aparente, entre otras propiedades, varía mucho en suelos arenosos (Mayel, *et al.*, 2021). El aumento de la densidad aparente puede deberse a varios factores, como la intensidad ganadera o el uso de maquinaria agrícola, que influyen directamente en la compactación del suelo, aunque en este sentido los suelos de textura fina son más vulnerables que los suelos arenosos (Mayel, *et al.*, 2021). El valor medio de la capacidad de campo estuvo por encima del intervalo que proponen Wen y Luo (2008) para suelos arenosos y franco-arenosos, pero dentro del intervalo que obtuvieron Huang y Hartemink (2020). Los suelos arenosos suelen tener bajos valores de capacidad de campo y ser susceptibles de perder nutrientes por lixiviación. Los valores de densidad aparente, en el límite superior de los propuestos para este tipo de suelos, pueden indicar cierta compactación, lo cual podría aumentar la retención de agua y mejorar la eficiencia del uso de agua y nutrientes (Huang & Hartemink, 2020).

En el caso del punto de marchitez permanente y la capacidad de retención de agua disponible, nuestros resultados dieron un valor más elevado que los intervalos propuestos (Weng & Luo, 2008; Huang & Hartemink, 2020). Los suelos arenosos pierden agua rápidamente, por lo que presentan valores de capacidad de campo, punto de marchitez permanente y retención de agua menores que los suelos con altos contenidos de arcilla. La materia orgánica puede funcionar como las partículas de arcilla y retener grandes cantidades de agua. Se ha visto que los agregados de materia orgánica pueden aumentar la capacidad de retención de agua disponible, la infiltración y la porosidad (McCauley, *et al.*, 2005). Contrariamente a lo que podría esperarse debido al efecto de la materia orgánica en la estabilidad del suelo, en nuestros resultados el porcentaje de materia orgánica se ha visto correlacionado negativamente con varias de las propiedades hídricas: con la capacidad de campo (coeficiente de correlación de Pearson= -0,544*), con la saturación (-0,468*) y con la capacidad de retención de agua (-0,558*). La capacidad de campo y la saturación estuvieron en cambio positivamente correlacionadas con el porcentaje de arcilla (0,909** y 0,980** respectivamente). Tanto la saturación como la capacidad de campo fueron más elevadas en las parcelas de Prade (Tabla 4.9 y Figura 5.5), que también presentaron los mayores porcentajes de arcilla. Estos prados mostraron también los valores más bajos de densidad aparente y tasa de drenaje o infiltración, variable correlacionada positivamente con la materia orgánica (0,473*). A la luz de estos resultados, se puede decir que en lo que respecta a

las propiedades hídricas, un porcentaje elevado de materia orgánica, aunque podría paliar levemente los efectos de la falta de arcilla, no puede sustituir a este mineral en funciones de estabilidad del suelo y retención y uso del agua.

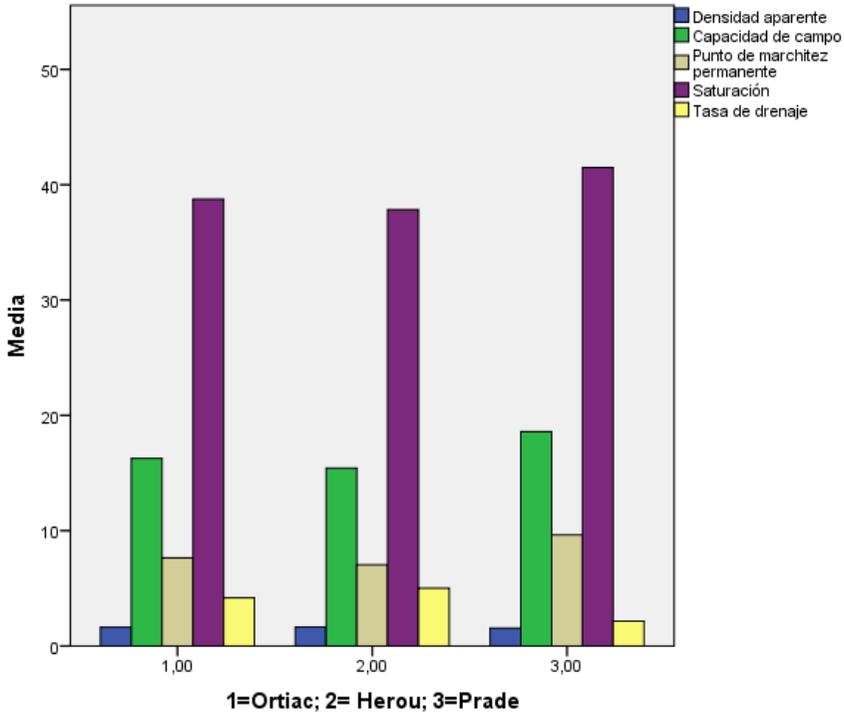


Figura 5.5. Valores medios de las propiedades hídricas afectadas por la localización. Densidad aparente, $mg\ m^{-3}$; capacidad de campo, punto de marchitez permanente y saturación, %; tasa de drenaje, $cm\ h^{-1}$.

5.3.2. MANEJO DE LOS PRADOS

En el caso del Pirineo Francés, solamente una variable edáfica resultó afectada por el tipo de manejo: el nitrógeno total del suelo, cuyo porcentaje fue más elevado en las parcelas en las que el manejo incluye pastoreo y siega. Ambos factores tienen una gran influencia en los ciclos de nutrientes.

Los animales de pasto influyen en los ciclos de nutrientes a través de la ingesta de material vegetal y de su devolución al suelo en sus excrementos, aunque este retorno no se realiza de manera uniforme sino que se concentra en zonas de sombra, abrevaderos y zonas protegidas del viento (Rotz, *et al.*, 2005). El nitrógeno es devuelto al suelo en forma de orina y heces (Williams & Haynes, 1990). A pesar de que las áreas que reciben estas excreciones representan una pequeña proporción del área total de los pastos, debido a la alta concentración de nutrientes, y particularmente nitrógeno, pueden

estimular el crecimiento vegetal de manera muy significativa: hasta el 70% del crecimiento total del pasto puede deberse a estos aportes (Williams & Haynes, 1990).

La siega puede aumentar la tasa de descomposición de los residuos vegetales como resultado de la adición de residuo fresco al suelo (Mayel, *et al.*, 2021). La siega a largo plazo puede tener efectos importantes en las concentraciones de nutrientes en el suelo. Se ha visto que un régimen de siega moderada (una vez al año o una vez cada dos años) aumenta significativamente el contenido de nitrógeno total en el suelo y la mineralización neta con respecto a prados sin siega (Li, *et al.*, 2017). También aumenta la riqueza de especies, lo cual conlleva un aumento de la productividad y la fotosíntesis, incrementándose las reservas de carbono y nitrógeno derivados de la biomasa y los exudados radiculares, y los productos fotosintéticos (Cong, *et al.*, 2014; Li, *et al.*, 2017). Además, en prados con leguminosas, la siega moderada puede estimular la fijación de nitrógeno atmosférico (Li, *et al.*, 2017).

Por otro lado, las zonas de concentración de nutrientes pueden convertirse en zonas de pérdida de nutrientes (Dubeux Jr, *et al.*, 2007). Las pérdidas de nitrógeno a partir de los parches de orina son mayores que las pérdidas producidas a partir de las heces (Rotz, *et al.*, 2005). Las elevadas concentraciones de nutrientes excretados a través de la orina, especialmente nitrógeno, exceden las necesidades de las plantas, de manera que no se produce un reciclado completo de estos nutrientes (Williams & Haynes, 1990) y pueden existir pérdidas por volatilización o por lixiviación a capas más profundas del suelo. La urea es la mayor fuente de pérdidas de nitrógeno por volatilización (Williams & Haynes, 1990; Dubeux Jr, *et al.*, 2007). La nitrificación del amonio en la orina y el posterior lixiviado del nitrógeno son también probablemente la mayor causa de la acidificación del suelos de los pastos (Williams & Haynes, 1990). El filtrado del nitrógeno a capas más profundas puede ser un problema en suelos con baja capacidad de retención de agua (Dubeux Jr, *et al.*, 2007). Las pérdidas por volatilización suelen ser menores en suelos arenosos debido a la mayor infiltración de este tipo de suelos y en suelos con alto contenido en materia orgánica o arcilla debido a la adsorción del NH_4^+ a los sitios de intercambio (Rotz, *et al.*, 2005).

El aumento de la frecuencia de la siega también puede tener efectos negativos. A mayor frecuencia, menor acumulación de nitrógeno en el suelo. Disminuye la diversidad vegetal y de esta manera, el reemplazo de carbono y nitrógeno se ve reducido debido a la menor deposición de materia vegetal residual y a la disminución de microorganismos del suelo, que conllevan un menor desarrollo de humus (Li, *et al.*, 2017).

A través de estos mecanismos, tanto la siega como el pastoreo pueden tener efectos beneficiosos, pero también perjudiciales. Por un lado, se acelera el ciclo de los nutrientes a través de la digestión y la deposición de los

excrementos, y de una mayor productividad vegetal; pero por otro lado se puede favorecer la pérdida de nutrientes si estos no son utilizados por la vegetación y/o si existe una gran exportación de biomasa a través de la siega sin retorno de nutrientes.

5.3.3. BIODIVERSIDAD

Como ya se ha apuntado en el capítulo de Resultados, no se ha podido relacionar la biodiversidad vegetal de las parcelas de Francia con las características edáficas porque las parcelas escogidas para realizar los inventarios florísticos fueron diferentes a las escogidas para realizar los análisis de suelo. Debido a esto, solamente se realizará en esta sección una evaluación del estado de conservación de los prados y de las comunidades vegetales de nueve parcelas, que fueron las más cercanas a las parcelas en las que se realizaron los análisis edáficos.

Solamente uno de los prados incluidos en este estudio se puede considerar perteneciente a uno de los hábitats de interés, la parcela de la estación 7, que se incluiría dentro del Hábitat 6520 (Prados de *Trisetum-Polygonion bistortae*). Todos los prados analizados presentan una mayoría de especies características de la alianza *Arrhenatherion*, como pueden ser *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense* o *Trisetum flavescens*, pero faltan otras especies típicas como *Arrhenatherum elatius*, *Salvia pratensis*, *Knautia arvensis* o *Pimpinella major*. Entremezcladas con dichas especies aparecen otras, más características de otras comunidades. A pesar de esto, se ha realizado el estudio de su diversidad, por su interés para el conocimiento del estado de conservación de los prados de montaña en esta zona.

El análisis de la biodiversidad (Tabla 4.27) dio valores medios altos para ambos índices de biodiversidad. Tanto el índice de Shannon como el de Simpson tuvieron su valor máximo en la misma parcela: la estación 7 (LO-FLORAPYR-Vil3), que corresponde a un alto de colina con orientación oeste y una pendiente entre 10% y 50%. Esta parcela es también la que contiene el mayor número de especies, 43, y la mayor cobertura total, un 52,8%. De las 43 especies presentes en la parcela, ocho tuvieron una cobertura inferior al 1% y el resto presentaron una cobertura entre el 5% y el 17%, excepto *Helictochloa marginata* (anteriormente *Avenula sulcata*) (Romero Zarco, 2015), que fue la especie con mayor cobertura en esta parcela (superior al 35%). Esta especie se desarrolla en suelos pedregosos o arenosos sobre rocas ultrabásicas o ácidas en las montañas que rodean la meseta norte de la Península Ibérica y en los Pirineos (Romero Zarco, 1984). Esta es una especie más habitual de la alianza *Trisetum flavescens-Polygonion bistortae*, y junto

con otras especies típicas de estas comunidades presentes en la parcela, como *Knautia arvensis* o *Viola cornuta*, hace que podamos clasificar este prado dentro de este tipo de hábitat.

Respecto a los valores mínimos de los índices de biodiversidad (Tabla 4.27), el índice de Simpson tuvo su mínimo en la estación 1 (LO-PF-PRAD14) y el de Shannon en la estación 4 (LO-PrairiesFL_6a), aunque la diferencia entre los valores de este índice para estas dos parcelas es prácticamente despreciable. Estas parcelas contienen 33 y 27 especies respectivamente.

En la estación 1 la especie *Asphodelus albus* dominó claramente sobre las demás, con una cobertura superior al 85% y solamente otra especie, *Helictotrichon sedenense*, presentó una cobertura del 17%, mientras que el resto de especies se mantuvieron entre el 0,1% y el 5%. *Asphodelus albus* es una especie procedente del sur de Europa, donde crece en ambientes secos (Weryszko-Chmielewska & Chwil, 2006). Varias especies de este género se han utilizado en la medicina tradicional y, aunque no existe información sobre el uso tradicional de esta especie, se ha demostrado que posee una actividad antioxidante muy potente (Lazarova, *et al.*, 2020). Esta especie constituye un gran recurso para los polinizadores (Weryszko-Chmielewska & Chwil, 2006). *Helictotrichon sedenense* es una gramínea que habita pastizales pedregosos calizos a altitudes superiores a 900 m, en montañas del suroeste de Europa y norte de África. En la Península Ibérica vive en Pirineos, Picos de Europa y en Sierra Nevada (Romero Zarco, 1984). Es una especie que crece en suelos pobres en humus (Ravetto, *et al.*, 2021). Tanto *A. albus* como *H. sedenense* son especies típicas de comunidades pertenecientes a la clase *Melampyro pratensis-Holcetea mollis*. Aunque la mayoría de las especies presentes en el prado son características de comunidades de *Arrhenatherion*, ninguna de ellas supera el 5% de cobertura. Esto puede indicar que nos encontramos con un antiguo prado de siega de *Arrhenatherion* desequilibrado por la abundancia de las dos especies comentadas.

La dominancia estuvo más repartida en la estación 4, con tres especies con una cobertura del 37% (*Dactylis glomerata*, *Lolium perenne* y *Trisetum flavescens*), 10 especies con coberturas muy bajas, de menos del 1%, y el resto con coberturas entre el 5% y el 17%. La abundancia de *L. perenne*, más típica de comunidades de *Cynosurion cristati* que de *Arrhenatherion*, además de la falta de especies características de *Arrhenatherion* presentes en la mayoría de las parcelas, como *Anthoxanthum odoratum* o *Tragopogon pratensis*, puede indicar una posible evolución de este prado hacia una comunidad de *Cynosurion*.

Para la valoración del estado de conservación se utilizó la siguiente lista de especies (Aguiar, *et al.*, 2018). Esta valoración solamente se realizó para la estación 7:

<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Campanula cf. patula</i>
<i>Alchemilla fallax</i>	<i>Chaerophyllum aureum</i>
<i>Angelica razulii</i>	<i>Conopodium majus</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Crepis pyrenaica</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Festuca nigrescens</i>
<i>Astrantia major</i>	<i>Geranium phaeum</i>
<i>Bistorta officinalis</i>	<i>Helictochloa marginata</i>
<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Ranunculus gouanii</i>
<i>Knautia arvernensis</i>	<i>Saxifraga granulata</i>
<i>Luzula campestris</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Narcissus poeticus</i>	<i>Trollius europaeus</i>
<i>Phyteuma pyrenaicum</i>	<i>Viola cornuta</i>
<i>Pimpinella major</i>	

Para un estado óptimo de conservación se requiere la presencia de diez o más especies de la lista; para un estado de conservación bueno, el prado debe poseer entre seis y diez de estas especies; y un estado de conservación mejorable se da en el caso de que el prado tenga menos de seis de estas especies (Aguiar, *et al.*, 2018). La estación 7 presentó nueve de las especies de la lista: *Agrostis capillaris*, *Festuca nigrescens*, *Helictochloa marginata*, *Knautia arvernensis*, *Luzula campestris*, *Phyteuma pyrenaicum*, *Ranunculus gouanii*, *Tragopogon pratensis* y *Viola cornuta*. *Festuca nigrescens* es una gramínea altamente palatable típica de prados mesófilos frescos y húmedos, relativamente ácidos (Sebastià, 2004). Su abundancia, muy influenciada por factores abióticos, es compatible con la presencia de especies raras (Sebastià, 2004). Esta especie coexiste con un gran espectro de especies diferentes, manteniendo una alta biodiversidad y relaciones sinérgicas interespecíficas en las comunidades en las que es dominante (Sebastià, *et al.*, 2008). *F. nigrescens* tiene cierta habilidad para soportar la escasez de agua y nutrientes, pero se ha visto que es sensible a cambios de temperatura y humedad (Sebastià, *et al.*, 2008), y estaciones de crecimiento excepcionalmente cálidas y secas le afectan negativamente (Pardo, *et al.*, 2015). La exclusión del pastoreo puede disminuir la presencia de esta especie (Pardo, *et al.*, 2015). *Knautia arvernensis* (sinónimo de *Knautia nevadensis* (Pino, *et al.*, 2007) es una planta perenne típica de prados y herbazales de la Península Ibérica y sur de Francia, donde se extiende por Sierra Nevada, Sistema Central, Sistema Galaico, Cordillera Cantábrica y Pirineos, hasta más de los 200 m de altitud (Devesa, *et al.*, 2003). En los Pirineos orientales son frecuentes los individuos de la variedad *lanceolata*, de tamaño algo menor que la variedad *nevadensis* (Devesa, *et al.*, 2003). *Luzula campestris* es una especie perteneciente a la familia de las juncáceas. Es una planta de crecimiento lento, con gran parte de su ciclo reproductivo concentrado al principio de la estación de crecimiento y típica de suelos pobres en nutrientes (Šmilauerová & Šmilauer, 2002).

Presenta una baja sensibilidad al aporte de nutrientes (Šmilauerová & Šmilauer, 2002) y parece ser favorecida por la ausencia de siega, ya que es una especie más característica de comunidades de pasto (López-i-Gelats & Bartolomé, 2008). *Phyteuma pyrenaicum* (sinónimo de *Ph. Spicatum*) (Sales & Hedge, 1999), aunque la taxonomía de esta especie es muy complicada y hay bastantes diferencias entre diferentes trabajos, es una planta hemicriptófita perenne de floración temprana perteneciente a la familia de las campanuláceas. Es una especie endémica de la Europa Atlántica y central, donde se encuentra principalmente en bosques y prados, y es característica de la alianza *Trisetum-Polygonum bistortae* en prados de montaña sobre suelos húmedos, básicos o neutros ricos en nutrientes (Wheeler & Hutchings, 2002). Esta especie es indiferente a la reacción del suelo y se ve favorecida por suelos profundos y ricos, encontrándose de manera muy esporádico en suelos muy ricos o muy pobres en nitrógeno, así como en suelos muy húmedos o muy secos (Wheeler & Hutchings, 2002). En Francia y Pirineos, las plantas más comúnmente asociadas a *Ph. pyrenaicum* son *Astragalus purpureus*, *Campanula glomerata*, *C. persicifolia*, *Convolvulus cantabrica*, *Erinus alpinus*, *Saponaria ocymoides* y *Vicia onobrychioides* (Wheeler & Hutchings, 2002). *Ranunculus gouanii* es una planta herbácea, basófila o neutrófila, endémica de los Pirineos y que muestra preferencia por suelos frescos y ligeramente húmedos (Grüber, 1978). *Tragopogon pratensis* es una planta herbácea bianual o perenne monocárpica nativa de Eurasia y norte de África (Clements, et al., 1999). Presenta un crecimiento temprano y es muy consumida por el ganado durante su estación de crecimiento. Crece en un amplio rango de suelos, desde arenosos hasta arcillosos, en hábitats medianamente húmedos y habita normalmente márgenes de carreteras y terrenos baldíos soleados (Clements, et al., 1999). En lugares donde ha sido introducida, *T. pratensis* puede competir con especies nativas y convertirse en invasora, gracias a un extenso sistema radicular y a una reproducción prolífica (Clements, et al., 1999). *Viola cornuta* es una planta herbácea perenne, de la familia de las violáceas, endémica de los Pirineos y probablemente aislada del resto de especies de su grupo (Marcussen, et al., 2022), típica de pastos. Es una planta que actualmente se cultiva como planta ornamental.

Otras tres parcelas, las estaciones 2 (LO-PF-PRAD15), 3 (LO-PF-PRAD15) y 4, se corresponden con prados de *Brachypodium rupestris-Centaureion nemoralis*. Debido a la diferente interpretación en distintos lugares de Europa del Manual de Interpretación de la Directiva Hábitats, en algunos lugares se consideran estas comunidades incluidas en el tipo de hábitat 6510 (Evans, 2010), así que se ha estudiado también el estado de conservación de estas parcelas. Para ello se utilizó una lista de plantas indicadoras diferente a la anterior (Aguiar, et al., 2018):

<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Linum bienne</i>
<i>Centaurea decipiens</i>	<i>Luzula campestris</i>
<i>Conopodium majus</i>	<i>Malva moschata</i>
<i>Crepis biennis</i>	<i>Oenanthe pimpinelloides</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Saxifraga granulata</i>
<i>Festuca nigrescens</i>	<i>Schedonorus arundinaceus</i>
<i>Galium mollugo</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Gaudinia fragilis</i>	<i>Trifolium dubium</i>
<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Vicia cracca</i>

Para un estado de conservación óptimo, el prado debe poseer entre seis y 20 especies de la lista; para un buen estado de conservación, entre cuatro y seis plantas; con menos de cuatro plantas, el estado de conservación se considera mejorable (Aguiar, *et al.*, 2018). La estación 2 presentó seis especies de la lista (*Centaurea decipiens*, *Daucus carota*, *Galium mollugo*, *Leucanthemum vulgare*, *Festuca nigrescens*, *Luzula campestris*), con lo que su estado de conservación se clasificaría como bueno. Estamos en este caso ante un prado de siega meso-eutrófico, segado y pastado. *C. decipiens* es un híbrido entre *C. jacea* y taxones del complejo *C. nigra-C. debeauxii* (Arnelas & Devesa, 2011). Es abundante en la mitad norte de la Península Ibérica y Pirineos Centrales, a veces en las áreas de solapamiento de las especies parentales y a veces en poblaciones donde estas especies no se encuentran. *G. mollugo* es una planta herbácea perenne indígena de Eurasia extendida por Estados Unidos, Canadá, Asia y norte de África (Mersereau & DiTommaso, 2003). Climáticamente, prefiere hábitats frescos, aunque presenta tolerancia a la sequía. Crece bien en una variedad de suelos desde suelos arenosos y gruesos hasta zonas de marisma. Esta especie prospera en suelos calcáreos y ricos en nitrógeno, pero presenta un amplio rango de tolerancia para valores de pH y contenido en calcio. Se encuentra comúnmente en márgenes de carreteras, pastos y prados naturales (Mersereau & DiTommaso, 2003). *L. vulgare* es una herbácea hemicriptófita nativa de Eurasia y distribuida prácticamente por todo el mundo. Esta especie presenta bastante tolerancia climática, creciendo mejor en lugares húmedos aunque es tolerante a la sequía (Clements, *et al.*, 2004). Crece bien en diferentes tipos de suelos, en suelos arcillosos ricos en nutrientes y praderas calcáreas, aunque crece mejor en suelos pobres, desde pH 5,9 hasta 7. Coloniza muchos tipos de hábitats, como márgenes de carreteras, praderas, pastos, prados de siega, zonas rocosas, áreas abandonadas y claros de bosque. *L. vulgare* es una especie adaptada a las perturbaciones y suele ser evitada por el ganado (Clements, *et al.*, 2004). La estación 3, también un prado de siega meso-eutrófico segado y pastado,

tendría un estado de conservación óptimo según este método, ya que cuenta con siete especies de la lista: *Centaurea decipiens*, *Daucus carota*, *Leucathemun vulgare*, *Tragopogon pratensis*, *Agrostis capillaris*, *Festuca nigrescens* y *Luzula campestris*. Por último, la estación 4 presenta un estado de conservación mejorable, lo cual coincide con los bajos valores de biodiversidad de esta parcela, con solo tres especies de la lista, *Festuca nigrescens*, *Daucus carota* y *Centaurea decipiens*.

5.4. PORTUGAL

5.4.1. PROPIEDADES DE LOS SUELOS

Tanto la media como la mediana del pH están por debajo de 5,5, y todos los suelos de los prados muestreados se clasifican como ácidos. En concreto, ocho parcelas presentaron valores de pH por debajo de 5, todas en el área de Vila Pouca de Aguiar, mientras que todas las parcelas que superan el valor de pH 5,5 están localizadas en el área de Bragança. Las diferencias en los parámetros edáficos según la zona de localización están representadas en la Figura 5.6. La principal explicación para el bajo pH es el material parental de los suelos del nordeste de Portugal, principalmente rocas graníticas ácidas, tanto en la sierra de Alvão-Marão como en la sierra de Montesinho-Nogueira.

El Parque Natural de Montesinho presenta suelos ácidos o muy ácidos en su mayor parte y solamente un 4% se han clasificado como suelos eútricos no ácidos (Castro, *et al.*, 2010). El mayor pH del suelo en los prados del distrito de Bragança probablemente se deba a la influencia de las rocas básicas y ultrabásicas de los macizos de Bragança y Morais. A valores de pH inferiores a 5,5 puede producirse toxicidad por aluminio (Rout, *et al.*, 2001). El aluminio está presente en todos los suelos y, aunque no se considera un nutriente esencial, a bajas concentraciones puede ser beneficioso para el crecimiento de la planta. La toxicidad debida al aluminio se manifiesta en condiciones ácidas, cuando la forma fitotóxica Al^{3+} se vuelve dominante, aunque otros factores como los minerales arcillosos dominantes, los niveles de materia orgánica o las concentraciones de otros nutrientes, entre otros, también influyen (Rout, *et al.*, 2001). La relación negativa entre el aluminio y el resto de cationes intercambiables se evidencia en las correlaciones negativas entre ellos (Tabla 4.11). Algunos efectos negativos de una concentración elevada de aluminio son la interferencia de este elemento en la división celular en las raíces, además de un aumento en la rigidez de la pared celular, la reducción de la replicación del ADN, la fijación de fósforo en compuestos no asimilables

por las plantas, la disminución de la respiración radicular, la absorción y el transporte de nutrientes esenciales y agua, etc. (Rout, *et al.*, 2001; Gupta, *et al.*, 2013). Los síntomas foliares en las plantas se parecen a los producidos por la deficiencia de fósforo y, a veces, aparece la toxicidad por aluminio como una deficiencia inducida de calcio o un problema en el transporte del calcio (Rout, *et al.*, 2001). La concentración del aluminio en la solución del suelo afecta a la absorción de nutrientes, especialmente de calcio y magnesio; en el caso del fósforo, la interferencia con el aluminio puede producir deficiencia de fósforo en las plantas que crecen en suelos ácidos.

El contenido en materia orgánica de los suelos de esta zona son elevados, al igual que en el resto de zonas muestreadas, a pesar de que la textura arenosa se corresponde en general con suelos pobres en materia orgánica (Jiménez, 1989). Por otro lado, esta acumulación de materia orgánica puede deberse al bajo pH de la mayoría de los prados de esta zona, aunque en nuestros resultados estos parámetros no se han visto correlacionados.

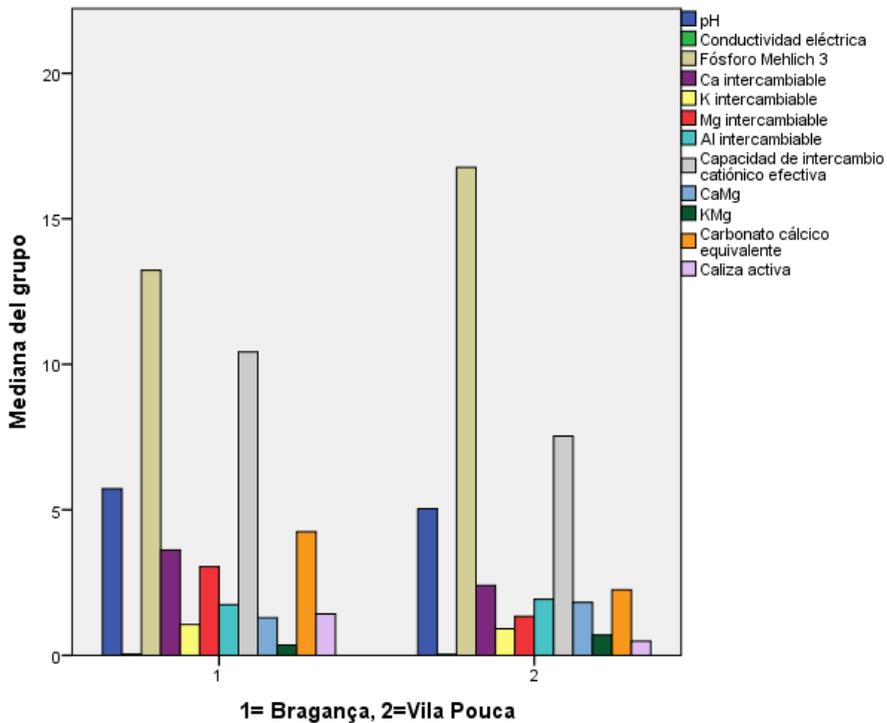


Figura 5.6. Valores medios de las variables afectadas por la localización. Fósforo Mehlich 3: fósforo disponible, mg kg^{-1} ; Ca, K, Mg, Al intercambiable y CICE, cmol kg^{-1} ; Carbonato cálcico y Caliza activa, %.

Los valores de fósforo variaron mucho (Desviación estándar = 9,39, Tabla 4.10), desde 11,35 mg kg⁻¹ hasta 48,54 mg kg⁻¹, con una mediana de 15,63 mg kg⁻¹. Solamente seis parcelas presentaron valores por encima del umbral máximo para el extractante utilizado (Mehlich, 1985). A los niveles de pH encontrados, siempre por debajo de 5,5, se sitúa el máximo de la capacidad de retención de fósforo en forma de fosfatos insolubles de aluminio y hierro (Havlin, *et al.*, 1999). Los niveles de fósforo disponible dependen principalmente de la textura y del nivel de carbonatos en el suelo (Jiménez, 1989). Con los mismos niveles de fósforo, la concentración en la solución del suelo es mayor en un suelo arenoso que en uno arcilloso, ya que la cantidad de agua disponible es menor en un suelo arenoso que en uno arcilloso y porque los suelos arcillosos, al tener una textura más fina poseen una mayor superficie de adsorción. Contrariamente, los carbonatos disminuyen la disponibilidad de fósforo, ya que influyen en la retrogradación del fósforo, es decir, en su transformación en formas menos solubles (Jiménez, 1989). De acuerdo con esto, según los resultados de nuestro análisis por zonas (Tabla 4.12), las concentraciones de fósforo resultaron más elevadas en la zona de Vila Pouca de Aguiar, coincidiendo con las menores concentraciones de carbonato cálcico (Figura 5.6), aunque no existieron diferencias respecto al contenido en arena. En concordancia, el análisis de correlaciones muestra el fósforo correlacionado negativamente tanto con el carbonato cálcico equivalente como con la caliza activa (Tabla 4.11). El carbonato cálcico equivalente siempre presentó valores bajos o muy bajos, con solamente dos parcelas de la zona de Bragança superando el valor de 5%, y, consecuentemente, la caliza activa presentó también valores bajos (Jiménez, 1989).

La concentración del calcio intercambiable resultó ser baja o muy baja para todas las parcelas. El calcio suele ser el catión dominante en las reacciones de intercambio, aunque puede ser lixiviado de manera significativa en suelos ácidos de textura gruesa (Korb, *et al.*, 2002), como los estudiados en esta zona. Ya se ha comentado que el estrés por aluminio afecta especialmente al funcionamiento del calcio. La toxicidad por aluminio aparece como una deficiencia inducida o un transporte reducido del calcio en las plantas. Debido a la deficiencia o la reducción del transporte de calcio y a la alteración de la homeostasis celular, el crecimiento de las raíces resulta inhibido (Gupta, *et al.*, 2013). Bajos niveles de calcio en el suelo suelen causar problemas de acidez antes de que aparezcan síntomas de deficiencia en las plantas (Korb, *et al.*, 2002). El resto de cationes intercambiables (K, Mg y Na) tuvieron en general concentraciones altas o muy altas para el tipo de suelos estudiados (Jiménez, 1989). Para el potasio, la mínima concentración en una parcela de Vila Pouca de Aguiar, se encuentra en niveles normales para suelos arenosos y se corresponde con el valor medio para este nutriente en este tipo de suelos proporcionado por Yost y Hartemink (2019). Sin embargo, 21 de las

43 parcelas superan $1 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$, lo que es una concentración muy alta para este tipo de suelos. Al igual que ocurre con el fósforo, la concentración de potasio en la solución del suelo es mayor en un suelo arenoso que en uno arcilloso, en condiciones de igualdad de potasio disponible (Jiménez, 1989). Se han comentado en la discusión de las parcelas del Pirineo Aragonés algunos efectos negativos de un exceso de potasio (subsección 4.2.1). La misma situación se da para el magnesio, con 16 parcelas que superan los niveles considerados muy altos para suelos arenosos, todas ellas localizadas en el área de Bragança. Los resultados del análisis de la relación K:Mg apoyan el exceso de potasio, ya que 24 de las 43 parcelas estudiadas tuvieron valores superiores a 0,5 (Jiménez, 1989). Sin embargo, la mayoría de estas parcelas se encuentran en el área de Vila Pouca de Aguiar. De hecho, la mediana de los valores de la relación K:Mg para Vila Pouca de Aguiar (0,7) es casi el doble de la mediana para Bragança (0,36), quedando ésta por debajo del umbral de 0,5. De esta manera, los prados estudiados de la zona de Bragança tendrían unos niveles mejor proporcionados de estos nutrientes, ya que no existe un desequilibrio tan grande entre sus concentraciones como en Vila Pouca. La relación Ca:Mg también tuvo mayores valores en las parcelas de Vila Pouca de Aguiar, aunque la diferencia en los valores de las medianas no fue tan acusada como en el caso de la relación K:Mg.

Estos tres cationes (Ca, K, y Mg), así como la capacidad de intercambio catiónico, presentaron siempre concentraciones significativamente más elevadas en las parcelas de Bragança según los resultados del test U de Mann-Whitney (Tabla 4.12). Las diferencias entre las dos zonas para los valores de calcio, magnesio y CICE son claramente observables en la Figura 5.6. Para suelos arenosos, el valor medio para la capacidad de intercambio catiónica es de $10 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$ (Jiménez, 1989). Este valor se corresponde con la mediana obtenida para las parcelas de Bragança, pero en el caso de las parcelas de Vila Pouca de Aguiar el valor de la mediana fue un poco menor y se situó en $7,53 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$. Un pH más bajo conlleva una CICE más baja, porque la alta concentración de iones H^+ neutraliza los sitios de cambio, especialmente en los compuestos húmicos (Jones & Jacobsen, 2005). Esta relación entre el pH y la CICE se reafirma con el elevado coeficiente de correlación entre estos dos parámetros (Tabla 4.11). Respecto al sodio, los niveles siempre fueron altos para todas las parcelas, ya que el mínimo de $0,61 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$ está por encima del nivel considerado como alto ($0,5 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$, Jiménez, 1989). De las 43 parcelas estudiadas, 15 tuvieron el doble o más de esta concentración elevada, superando $1 \text{ cmol}_{(+)} \text{ kg}^{-1}$.

La densidad aparente se sitúa dentro del intervalo de valores medios para suelos arenosos en todo el mundo (Huang & Hartemink, 2020). Se ha comentado previamente que a valores de densidad aparente a partir de 1,3 g

cm⁻³ pueden existir efectos negativos para el crecimiento de las plantas. La mediana de la capacidad de campo concuerda con los valores proporcionados por otros autores. Sin embargo, aunque los valores de capacidad de campo para los suelos más francos concuerdan con el valor de alrededor de 25% obtenido por Wen y Luo (2008), el valor de 10% que estos autores encontraron para suelos arenosos queda lejos del mínimo de 14,87% encontrado en las parcelas de Portugal (Tabla 4.10).

El punto de marchitez permanente tuvo valores elevados y la capacidad de retención de agua disponible estuvo dentro de los intervalos propuestos (Huang & Hartemink, 2020; Weng & Luo, 2008), aunque, como en el caso de la capacidad de campo, los porcentajes mínimos de los prados estudiados para ambos parámetros, encontrados en parcelas con más del 85% de arena, fueron bastante superiores a los obtenidos por Weng y Luo (2008). Los suelos arenosos pierden agua rápidamente, por lo que presentan valores de capacidad de campo, punto de marchitez permanente y retención de agua menores que los suelos con altos contenidos de arcilla. La materia orgánica puede funcionar como las partículas de arcilla y retener grandes cantidades de agua. Se ha visto que los agregados de materia orgánica pueden aumentar la capacidad de retención de agua disponible, la infiltración y la porosidad (McCauley, *et al.*, 2005).

5.4.2. BIODIVERSIDAD

Los valores medios de los índices de biodiversidad se muestran en la Tabla 4.28. La parcela que presentó los valores máximos de diversidad según ambos índices fue una parcela en la zona de Bragança (225). En esta parcela se identificaron 25 especies, de las cuales cinco tuvieron una cobertura inferior al 1% y el resto tuvieron unos porcentajes entre el 5% y el 37% de cobertura. Las coberturas más elevadas pertenecieron a las especies de *Arrhenatherum elatius subsp. bulbosum*, *Festuca arundinacea* y *Holcus lanatus subsp. lanatus*. En cambio, en la parcela con los menores valores para los índices de biodiversidad, localizada en Vila Pouca de Aguiar (199), solamente se encontraron 10 especies y la mayoría de ellas con una cobertura mínima. Ambas parcelas tuvieron valores entre los máximos y los mínimos para todos los parámetros edáficos. La parcela 199 está claramente dominada por dos taxones que tuvieron una cobertura superior al 80%, *Agrostis capillaris/castellana complex* y *Festuca rothmaleri*. Estas comunidades están sustituyendo la vegetación característica de los prados de heno de *Molino-Arrhenatheretea* debido a la extracción de heno sin restitución de nutrientes (Aguiar, *et al.*, 2018). El complejo *Agrostis capillaris/castellana* reúne tres especies del género *Agrostis*, debido a la inestabilidad de los caracteres taxonómicos de este género en el área de estudio, tanto a nivel de flor como

en la longitud de las raíces (Aguiar & Monteiro, trabajo no publicado). Las tres especies incluidas en este complejo son: *Agrostis castellana*, *Agrostis capillaris* y *Agrostis x fouilladei*. Las comunidades de *Agrostis capillaris/castellana* son indicadoras de acidez de suelo y de escasez de fósforo y son características de los suelos de las montañas graníticas de Portugal (Aguiar, *et al.*, 2018). Las comunidades de *Festuca rothmaleri* y *Agrostis gr. castellana* son frecuentes en prados de montaña y en prados de regadío oligotrofizados, y se identifican por la abundancia de estos taxones y por la escasez de elementos de *Arrhenatheretalia*, como *Holcus lanatus*, *Bromus racemosus*, *Trifolium pratense*, etc. Son comunidades en expansión territorial asociadas a suelos ácidos y oligotróficos en zonas medianamente lluviosas y pueden transformarse en comunidades de *Cynosurion* a través de correcciones con cal cáreos magnésicos (Aguiar, *et al.*, 2018).

En general, ambos índices de biodiversidad alcanzaron mayores valores en la zona de Bragança, que es la zona de mayor altitud. De hecho, la relación entre la altitud y el índice de Shannon se evidencia al existir entre ellos una correlación significativa positiva (coeficiente de correlación de Spearman= 0,357*), aunque esta correlación no existe en el caso del índice de Simpson. El resto de las correlaciones son comunes a ambos índices (Tabla 4.28). Entre ellas, la correlación más importante es la que se da con la capacidad de intercambio catiónica, ya que este parámetro aparece como la única variable explicativa para el cambio en los valores del índice de Shannon según el análisis del árbol de decisiones CHAID (Figura 4.4). El valor de la CICE que separa los dos nodos es de 8,58 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$. A partir de este valor, el índice de Shannon alcanza una media de 2,66. Todas las parcelas con valores de CICE por encima de 8,58 $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ pertenecen a la zona de Bragança excepto una, la parcela 206 de Vila Pouca de Aguiar.

Como ya se ha comentado en la sección de Material y métodos, el caso de los prados de siega o lameiros en Portugal es especial debido principalmente a que estos prados tienen en Portugal el límite de su distribución, lo que hace que las comunidades típicas de los prados se entremezclen con otras comunidades no contempladas en la Directiva Hábitats e incluso con otras comunidades no descritas, como son las comunidades dominadas por *Agrostis capillaris/castellana complex* y *Festuca rothmaleri* (Aguiar, *et al.*, 2018). Debido a esta complejidad, el análisis de la vegetación y la evaluación del estado de conservación de los prados de Portugal requirieron del desarrollo de una metodología específica. A partir de esta metodología se definieron los siguientes grupos de plantas: plantas indicadoras del buen estado de conservación (IEC), plantas nitrófilas anuales (NAN), plantas nitrófilas perenne (NPE), plantas oligotróficas anuales y bianuales (OAN), plantas clonales (PLC), plantas arbustivas y árboles (ARB),

plantas xerófilas perennes (XEP) y plantas higrófilas perennes (HIP). La lista de plantas indicadoras, con 73 especies, es la siguiente:

<i>Ajuga pyramidalis</i>	<i>Myosotis secunda</i>
<i>Ajuga reptans</i>	<i>Narcissus bulbocodium</i>
<i>Allium scorzonerifolium</i>	<i>Omphalodes nitida</i>
<i>Anemone trifolia</i> subsp. <i>albida</i>	<i>Ophioglossum vulgatum</i>
<i>Angelica major</i>	<i>Orchis coriophora</i> subsp. <i>fragrans</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Paradisea lusitanica</i>
<i>Anthoxanthum amarum</i>	<i>Pedicularis sylvatica</i> subsp. <i>lusitanica</i>
<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Picris hieracioides</i> subsp. <i>longifolia</i>
<i>Aquilegia vulgaris</i> subsp. <i>dichroa</i>	<i>Polygala serpyllifolia</i>
<i>Arenaria montana</i> subsp. <i>montana</i>	<i>Prunella grandiflora</i>
<i>Arnica montana</i> subsp. <i>atlantica</i>	<i>Prunella laciniata</i>
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Prunella vulgaris</i>
<i>Carex asturica</i> (sub <i>C. panicea</i>)	<i>Romulea bulbocodium</i>
<i>Carex caryophyllea</i>	<i>Saxifraga lepismigena</i>
<i>Carex cuprina</i>	<i>Scilla ramburei</i>
<i>Carex flacca</i> (= <i>C. glauca</i>)	<i>Senecio doria</i> subsp. <i>legionensis</i>
<i>Carex gr. flava</i>	<i>Serapias cordigera</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Serapias lingua</i>
<i>Carex leporina</i>	<i>Silene latifolia</i>
<i>Centaurea nigra</i> subsp. <i>rivularis</i>	<i>Silene nutans</i> subsp. <i>nutans</i>
<i>Centaureum scilloides</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Cirsium filipendulum</i>	<i>Succisa pratensis</i>
<i>Clinopodium vulgare</i>	<i>Thalictrum speciosissimum</i>
<i>Crepis lampanoides</i>	<i>Thymus pulegioides</i>
<i>Cruciata glabra</i>	<i>Trifolium fragiferum</i>
<i>Dactylorhiza elata</i>	<i>Trisetum flavescens</i> subsp. <i>flavescens</i>
<i>Dactylorhiza maculata</i>	<i>Valerianella eriocarpa</i>
<i>Euphorbia dulcis</i>	<i>Veronica officinalis</i>
<i>Galium lucidum</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Galium papillosum</i> subsp. <i>helodes</i>	<i>Viola sylvestris</i> subsp. <i>riviniana</i>
<i>Galium papillosum</i> subsp. <i>papillosum</i>	
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	
<i>Geranium pyrenaicum</i>	
<i>Heracleum sphondylium</i>	
<i>Hieracium laevigatum</i>	
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	
<i>Hyacinthoides paivae</i>	
<i>Knautia nevadensis</i>	
<i>Lathyrus linifolius</i>	

Lathyrus pratensis

Leucanthemum ircutianum subsp. *pseudosylvaticum*

Linum catharticum

Myosotis arvensis

Para determinar el estado de conservación de los prados, se establecieron cuatro niveles, dependiendo del número de plantas presentes pertenecientes a la lista anterior y del porcentaje acumulado de cobertura de las especies de los otros grupos mencionados (NAN, NPE, OAN, PLC y ARB). Para un nivel de conservación 4 el prado debería tener seis o más especies IEC; para un nivel 3, entre tres y cinco especies IEC; para un nivel 2, tendría dos o menos; y para el nivel 1 de conservación, el número de las especies IEC es indiferente y depende solamente de las penalizaciones. Cada estado de conservación disminuye un nivel si el porcentaje acumulado de cobertura de plantas NAN, NPE o OAN supera el 33%, el de las plantas PLC supera el 15% o el de las plantas ARB supera el 10% (Aguiar, *et al.*, 2018).

De las 73 especies IEC, solamente 20 se encontraron en 31 de las parcelas pertenecientes al proyecto. Por lo tanto, 19 de las parcelas no tuvieron presencia de especies IEC. Ninguno de los prados estudiados presentó seis de las especies de la lista, de manera que ninguno de ellos obtendría la calificación de nivel 4. Curiosamente, la mayor cantidad de prados con nivel 3 de conservación se encuentra en la zona de Vila Pouca de Aguiar, a pesar de que los índices de biodiversidad dieron valores más elevados para la zona de Bragança. Solamente una parcela contó con cinco especies IEC, la parcela 205 en Vila Pouca de Aguiar: *Arnica montana* subsp. *atlántica*, *Carex leporina*, *Dactylorhiza maculata*, *Prunella vulgaris* y *Serapias cordigera*. Otras ocho parcelas tuvieron entre tres y cinco especies IEC, lo que corresponde a un nivel 3 de conservación. Sin embargo, una de ellas, la parcela 195 (Vila Pouca de Aguiar), descendió un nivel a causa de la presencia de especies penalizadoras. La parcela 195 presentó un porcentaje de cobertura de *Anthoxanthum aristatum* subsp. *aristatum*, perteneciente al grupo OAN, de más del 60%. *Anthoxanthum aristatum* es una especie de gramínea anual nativa del sur y oeste de Europa y norte de África, de las regiones Mediterránea y Atlántica. Es considerada una especie invasora en Europa central por su expansión en Alemania, Países Bajos y Polonia. Se ha extendido también fuera de Europa, por Norte América, Australia, Nueva Zelanda y Asia (Drapikowska, *et al.*, 2019). En su área de distribución natural, *A. aristatum* ocupa hábitats con diferentes condiciones de fertilidad, como bosques mesofílicos caducifolios, praderas fértiles, pastos y prados de montaña. En las zonas donde ha sido introducida, ocupa cultivos oligotróficos, praderas arenosas, bordes de carretera, terrenos en barbecho y eriales (Drapikowska, *et al.*, 2019). Es una especie que muestra una gran variabilidad tanto

morfológica como genética. Esta variabilidad y su marcada diversidad en campos de cultivo y praderas arenosas sugieren la capacidad de esta especie para cruzar sistemáticamente barreras geográficas y ecológicas (Drapikowska, *et al.*, 2019). *A. aristatum* crece normalmente en lugares con bajas concentraciones de nitrógeno y condiciones más bajas de fertilidad que otras especies del género, como *A. odoratum* (Lawniczak, *et al.*, 2011). Según Lawniczak *et al.* (2011), el fósforo juega un papel más importante que el nitrógeno en la distribución, el crecimiento y la competitividad de las especies de *Anthoxanthum*. En nuestro caso, *A. aristatum*, parece responder a las concentraciones más altas de nitrógeno. La parcela 195 es la parcela en la que se obtuvo el máximo valor de nitrógeno, mientras que la concentración de fósforo disponible fue relativamente baja. Esta parcela presentó también los porcentajes mínimos de carbonato cálcico equivalente y caliza activa. Entre el resto de parcelas en las que *A. aristatum* presentó coberturas superiores al 35% (otras nueve parcelas), solamente dos tuvieron un porcentaje de nitrógeno en el suelo inferior al 4%. También es digno de mención que todas estas parcelas con coberturas elevadas de *A. aristatum* pertenecen a la zona de Vila Pouca de Aguiar.

Las 21 parcelas restantes presentaron una o dos especies IEC, lo que corresponde a un nivel 2 de conservación, aunque a causa de las especies penalizadoras cinco de ellas se clasificaron como nivel 1. La parcela 194 (Vila Pouca de Aguiar) tuvo un porcentaje de cobertura para *Vulpia bromoides* (NAN) de más del 35% y un porcentaje acumulado entre *Anthoxanthum aristatum* y *Briza maxima* (OAN) de más del 60%. *Vulpia bromoides* es una gramínea nitrófila anual nativa de la región Mediterránea, sur y centro de Europa, Medio oriente y norte de África, y ha sido dispersada por América, sur de África, Australia y Nueva Zelanda (Weller, *et al.*, 2019). Esta especie reduce la calidad del pasto. *V. bromoides* se asocia a suelos ácidos y pobres. La parcela 194 presenta un pH ácido, por debajo de cinco, pero no se puede considerar un suelo pobre, ya que el valor de materia orgánica es el máximo de todas las parcelas de Portugal y se sitúa casi en un 20%. Diferentes condiciones de temperatura o luz no afectan especialmente a su germinación y tampoco el pH, aunque se ha indicado que es una especie más común en suelos ligeramente ácidos (Weller, *et al.*, 2019). Esta especie presenta bajos requerimientos de fósforo. A bajas concentraciones de fósforo en el suelo, su capacidad de absorción de este nutriente es más eficiente, y en estas condiciones produce rendimientos máximos (Dowling, 1996) Esto coincide con nuestro resultado, ya que la parcela 194 presenta una concentración de fósforo en el suelo de poco más de 12 mg kg⁻¹, ligeramente por encima del valor mínimo encontrado en las parcelas de Portugal. Por otra parte, la proporción de esta especie disminuye con altos niveles de nitrógeno en el suelo (Dowling, 1996) y su germinación puede ser inhibida por una elevada

salinidad del suelo (Weller, *et al.*, 2019). Sin embargo, la parcela 194 presenta altos niveles tanto de nitrógeno (superior al 4%) como de sodio. La especie es además vulnerable a condiciones de sequía repentina y el estrés hídrico reduce significativamente su germinación (Dowling, 1996; Weller, *et al.*, 2019). *Briza máxima* es una gramínea terófito oligotrófica anual ampliamente distribuida por el sur de Europa y una de las especies más características de los pastos mediterráneos (Lombardi, *et al.*, 1996; Sanz, *et al.*, 2011). Se puede considerar una especie no fotosensible, ya que su germinación no se ve afectada por la presencia o ausencia de luz, y su temperatura ideal para la germinación y crecimiento temprano está alrededor de los 20°C (Lombardi, *et al.*, 1996). Por otra parte, sí se ve afectada por la salinidad del suelo, aunque la falta de necrosis en las plántulas indica cierta tolerancia a la salinidad (Lombardi, *et al.*, 1996). La adición de nitrógeno aumenta su producción y su valor nutritivo, lo que concuerda con su elevada cobertura en esta parcela. *B. máxima* se puede clasificar como resistente al ozono, ya que su producción no se ve afectada por la exposición a este gas, aunque sí se puede reducir su calidad nutricional y su ciclo de vida (Sanz, *et al.*, 2011).

Las parcelas 196 y 198 (Vila Pouca de Aguiar) presentaron un porcentaje mayor del 35% para *Anthoxanthum aristatum*. Ambas parcelas tuvieron porcentajes de nitrógeno superiores al 4% y concentraciones medias de fósforo disponible. La parcela 216, también en Vila Pouca de Aguiar, presentó un porcentaje acumulado de *Convolvulus arvensis* y *Potentilla reptans* (NPE) de más del 35%, y un porcentaje acumulado de *Hordeum geniculatum* y *Vulpia bromoides* (NAN) superior al 80%. *Convolvulus arvensis* es una planta herbácea nitrófila perenne nativa de Eurasia y distribuida por las regiones templadas en todo el mundo, pudiendo encontrarse en la mayor parte de Estados Unidos y Canadá, en África, Sudamérica, sureste de Asia, Australia y las Islas del Pacífico (Weaver & Riley, 1982). Se puede encontrar tanto en suelos húmedos como secos a pH entre neutro y alcalino (Kaur & Kalia, 2012), aunque en este caso el pH de la parcela es ácido. Esta especie puede sobrevivir a la sequía durante largos periodos debido a su sistema radicular, el cual es bastante superficial y puede colonizar nuevas zonas rápidamente y soportar el cultivo y otras formas de perturbación. La extensión del sistema radicular depende de la permeabilidad del suelo y del nivel freático (Weaver & Riley, 1982). Expresa preferencia por suelos ricos y fértiles, pero persiste también en suelos pobres y gruesos (Weaver & Riley, 1982; Kaur & Kalia, 2012). Aparece en campos de cultivo, pastos, jardines, céspedes, bordes de carreteras y zonas perturbadas (Weaver & Riley, 1982). El tamaño y la forma de *C. arvensis* varía en gran manera en función de factores ambientales, como la intensidad lumínica o la humedad edáfica, de manera que las hojas son mayores cuando crecen bajo irrigación y desarrollan cutículas más gruesas bajo luz solar directa (Weaver & Riley, 1982). Esta especie puede resultar

problemática en cultivos especialmente de la zona templada y puede reducir los rendimientos de manera drástica, debido a su capacidad para competir eficientemente por los recursos hídricos (Weaver & Riley, 1982). Por otra parte, es un buen recurso alimenticio para el ganado (Weaver & Riley, 1982) y se ha utilizado como planta medicinal durante siglos, utilizándose sus extractos para inhibir el crecimiento de células tumorales, aumentar la función inmunológica y en el tratamiento de fiebres, además de tener efecto diurético, tranquilizante, hipoglucémico, antihemorrágico, antibacteriano y antifúngico (Kaur & Kalia, 2012). *Potentilla reptans*, perteneciente a la familia de las Rosáceas, es una planta nitrófila trepadora y perenne nativa de Europa, Asia y norte de África (Crişan, et al., 2017). Es una especie pionera en prados húmedos segados y pastados, orillas de ríos y lagos, en claros de bosques, matorrales y bordes de carreteras (Stuefer, et al., 2002; Crişan, et al., 2017). Puede colonizar parches desnudos de suelo gracias a su rápido crecimiento estolonífero y a la formación de colonias clonales (Stuefer, et al., 2002). La longitud internodal en los estolones está influenciada tanto por la calidad del suelo como por la variabilidad de los recursos, siendo estos entrenudos más cortos cuando la calidad del suelo es elevada, lo cual facilita la colonización de parches favorables y maximiza el uso de los recursos (Louâpre, et al., 2012). Además, se ha visto que puede combinar información pasada y presente sobre los recursos acumulada en las colonias para ajustar su crecimiento a la distribución de nutrientes (Louâpre, et al., 2012). Por otra parte, también se ha demostrado que cambios en las condiciones lumínicas hacia condiciones de sombra disminuye el número de colonias, aunque no tiene efecto en la biomasa total de las mismas (Stuefer, et al., 2002). Los requerimientos nutricionales de *P. reptans* son menores que los de otras especies del género, como *P. anserina* (Louâpre, et al., 2012). Los extractos alcohólicos de *P. reptans* muestran una moderada actividad antimicrobiana (Crişan, et al., 2017). Esta especie puede ser difícil de erradicar cuando se convierte en invasiva (Crişan, et al., 2017). *Hordeum geniculatum* es una gramínea nitrófila anual, autóctona de la región Mediterránea y Asia occidental y actualmente naturalizada en Estados Unidos, el Cono Sur y Australia (Pyke, 2019). Es una especie incluida en las listas de especies en peligro en ciertas zonas de Europa central (Daniel, et al., 2012). La especie prefiere suelos de tipo solonetz (suelos de carácter salino, con alto contenido en sodio y/o magnesio), con alto o moderado contenido en sales, aunque se puede encontrar también en suelos muy salinos, como los solonchaks (condiciones áridas y con mal drenaje, el contenido en sales aumenta por evaporación), y por lo tanto puede aparecer en comunidades halofíticas y sub-halofíticas. Según los valores de conductividad eléctrica, la parcela no tendría problemas de salinidad, pero como ya se ha comentado anteriormente, todas las parcelas de Portugal presentaron concentraciones elevadas de sodio y magnesio. *H. geniculatum* crece en condiciones óptimas en la asociación *Hordeetum hystricis*, la cual

ocurre normalmente en áreas intensamente pastadas, especialmente en lugares pisoteados, como abrevaderos y caminos para los animales (Daniel, *et al.*, 2012). Competitivamente, es una especie débil y solamente sobrevive en lugares alterados de manera temporal si el pastoreo no está presente, aunque se ha observado que aumenta su abundancia si el pastoreo se recupera (Daniel, *et al.*, 2012). Al contrario que en Centro-Europa, en la Península Ibérica se ha encontrado esta especie creciendo en condiciones no salinas y en compañía de especie no halófitas o, en todo caso, halófitas facultativas, y parece preferir los hábitats menos salinos de las llanuras de inundación de las riveras de los ríos u hondonadas y depresiones húmedas. Es una especie con distribución interior, rara en zonas costeras, y parece que el agua dulce es necesaria en alguna parte de su ciclo vital (Pyke, 2019). La elevada ocurrencia de todas estas especies nitrófilas puede responder a los menores valores de nitrógeno en el suelo respecto a otras parcelas, ya que serían capaces de aprovechar mejor este recurso aún en condiciones de escasez.

Por último, la parcela 220 (Bragança) tuvo un porcentaje acumulado de *Bromus diandrus* y *Bromus hordeaceus* (ambas especies OAN) por encima del 35%, y un porcentaje acumulado de *Vulpia bromoides* y *Avena barbata* (NAN) de más del 60%. *B. diandrus* y *B. hordeaceus* son gramíneas oligotróficas anuales con floración primaveral hasta principios de verano (McGarvey, 2009). Ambas especies son nativas de la zona de Eurasia, pero están extendidas por Estados Unidos, Suramérica y Oceanía y crean problemas de infestaciones en cultivos y praderas (Dastgheib, *et al.*, 2003; McGarvey, 2011), incluso en regiones donde son autóctonas (Recasens, *et al.*, 2016; Santín-Montanyá & Sombrero-Sacristán, 2021), especialmente en los sistemas agrícolas de conservación. Como especies oligotróficas, tienen una ventaja competitiva sobre otras especies en condiciones de escasez de nutrientes. La parcela 220 presentó niveles de cationes intercambiables altos o muy altos en general, exceptuando el calcio, pero los valores de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo asimilable son bajos: esta parcela presentó el valor mínimo para el fósforo, así como valores cercanos al mínimo para la materia orgánica y el nitrógeno. La emergencia de las especies de *Bromus* parece estar limitada por la inhibición de la germinación a través de la luz, y los factores determinantes en la emergencia de *B. diandrus* parecen ser la temperatura y la humedad del suelo (Santín-Montanyá & Sombrero-Sacristán, 2021). En la parcela 220 se obtuvo el valor máximo para la capacidad de retención de agua disponible, por lo que es lógico pensar que es la parcela que mejor mantiene la humedad edáfica, lo cual es un factor para la mayor ocurrencia de las especies de *Bromus*. Se ha visto que en las poblaciones españolas, las temperaturas inferiores a 10°C limitan la germinación de *B. diandrus*, especialmente con la bajada de temperaturas al final del otoño (Del Monte & Dorado, 2011). Por otro lado, tanto *B. diandrus* como *B. hordeaceus* parecen ser resistentes al

pisoteo, recuperándose satisfactoriamente, pero no al pastoreo, siendo incapaces de compensar la defoliación, aunque es posible que tengan mayor resistencia que otras especies competidoras (McGarvey, 2009). *Avena barbata* es una gramínea anual, nativa de la cuenca mediterránea y extendida hacia el este hasta el sur de Australia y hasta Norte América hacia el oeste, donde es un componente común de las praderas californianas (Standish, *et al.*, 2008; Going, *et al.*, 2009). El éxito de esta especie como invasora se puede atribuir a su capacidad de respuesta a las perturbaciones y a su tolerancia a la sequía. En Australia, se ha relacionado su expansión a elevadas concentraciones de fósforo en el suelo, ya que prados abandonados afectados por residuos de fertilizantes fosfatados parecen especialmente propensos a ser colonizados por esta especie (Standish, *et al.*, 2006). Sin embargo, se ha comprobado que un ambiente enriquecido en fósforo no favorece necesariamente a *A. barbata*, aunque su biomasa radicular puede ser mayor con elevadas concentraciones de fósforo, lo que le permitiría competir de manera más eficiente por los recursos subterráneos (Standish, *et al.*, 2008). Por otro lado, tanto el crecimiento como la reproducción de *A. barbata* responden positivamente a la adición de nitrógeno (Going, *et al.*, 2009). El control de esta especie puede realizarse a través del pastoreo intenso, la siega, la extracción y la aplicación de herbicidas (Standish, *et al.*, 2008).

Cuatro especies, ninguna de las cuales pertenece a la lista de especies indicadoras, estuvieron presentes en 40 parcelas o más: *Agrostis capillaris*, *Holcus lanatus* subsp. *lanatus*, *Hypochaeris radicata* y *Plantago lanceolata*. De ellas, la especie que presenta mayores abundancias es *A. capillaris*, que aparece en siete parcelas con una cobertura por encima del 80%: cinco parcelas en Vila Pouca de Aguiar y dos parcelas en la zona de Bragança. La parcela 199, comentada anteriormente, se encuentra entre estos prados. *H. radicata* es una planta herbácea perenne perteneciente a la familia de las Asteráceas cuya flor se confunde comúnmente con el diente de león (*Taraxacum officinalis*). Es nativa de Europa, Asia y norte de África, pero se encuentra ampliamente distribuida por Australia, Nueva Zelanda, Tasmania y América del norte y central (Aarssen, 1981). Es una planta tolerante a un amplio rango de condiciones climáticas y es más tolerante a la sequía que la mayoría de las especies de prados en Europa, además de crecer en suelos desde arena ligera hasta arcilla. Se la asocia principalmente a suelos secos, pero también puede desarrollarse sobre suelos húmedos y con grandes variaciones de humedad. Es especialmente tolerante a condiciones de deficiencia de nutrientes como el fósforo (Aarssen, 1981). *H. radicata* crece comúnmente en prados, pastos, jardines, dunas, praderas modificadas y márgenes de carreteras. Es una planta de reproducción prolífica, cuya rápida expansión y profundo sistema radicular la hacen persistente. La reproducción sexual está favorecida por el pastoreo, tanto intenso como ligero. Compite

bien con otras especies, pudiendo incluso desplazar al trébol blanco (Aarssen, 1981). A veces invade pastos sobre-pastoreados no fertilizados. En casos de infestación por parte de esta especie, se puede controlar a través del arado y el cultivo de la tierra, y desaparece de praderas permanente que han sido tratadas con fertilizantes orgánicos e inorgánicos (Aarssen, 1981). *H. radicata* es una planta valorada para el ganado. Es una de las especies más palatables en las praderas de Australia y Nueva Zelanda. Las ovejas la consumen con preferencia a otras especies. Nutricionalmente, es comparable al trébol blanco, con bajo contenido en fibra y alto contenido en proteínas, así como ciertos nutrientes como el calcio o el fósforo. Su valor nutritivo es máximo en los meses de primavera e invierno (Aarssen, 1981).

Por otra parte, 55 de las especies inventariadas aparecieron exclusivamente en una parcela, en general con coberturas entre el 0,1% y el 5%. Solo dos de estas 55 especies presentaron una cobertura mayor, del 17%: *Lolium multiflorum* y *Trifolium cernuum*. *Lolium multiflorum* es una gramínea anual, aunque en climas templados puede comportarse como bianual o incluso perenne, nativa del sur de Europa y distribuida actualmente por todo el mundo, incluyendo Norte y Suramérica, Australia, Nueva Zelanda y el resto de Europa (Hannaway, *et al.*, 1999). Es una especie valorada como forraje por su alta palatabilidad para el ganado y su digestibilidad. Esta planta está adaptada a climas frescos y húmedos y puede sufrir estrés por calor en verano, incluso aunque exista suficiente aporte de agua. Su crecimiento es mejor en suelos fértiles y bien drenados, aunque tolera largos periodos de inundación. Tolerancia valores de pH desde ácidos hasta alcalinos, con el mejor desarrollo entre 5,5 y 7,5; por debajo de 5 pueden aparecer problemas de toxicidad por aluminio (Hannaway, *et al.*, 1999). *L. multiflorum* es utilizada como pasto de alta calidad, para siega, para absorber excesos de nitrógeno en cultivos, como abono verde y como medio para reducir la erosión, debido a su sistema radicular superficial y fibroso (Hannaway, *et al.*, 1999). El hecho de ser una especie que responde a altos niveles de nutrientes en el suelo coincide con los niveles elevados de fósforo, potasio, magnesio y sodio que presenta la parcela en la que aparece *L. multiflorum* (parcela 234); solamente el calcio aparece en una concentración baja. *Trifolium cernuum* es una leguminosa anual nativa del Mediterráneo occidental y naturalizada ampliamente en otras zonas del mundo, como Estados Unidos y Australia (Verloove, *et al.*, 2020). Es una de las especies características y bioindicadoras de la asociación *Agrostion castellanae*, asentada sobre suelos silíceos arenosos o limosos ácidos (Rivas-Martínez, 2011). Se trata de una especie que soporta el encharcamiento del final del invierno y contribuye ampliamente a la producción de leguminosas (López, *et al.*, 2014). Es una especie que acumula magnesio en suelos húmedos, pero con una pobre absorción de fósforo (Pastor, *et al.*, 1994). En pastos de dehesa *T. cernuum* es un componente común de las laderas bajas

pastadas, con más arcilla, más materia orgánica, más nitrógeno total y mayor capacidad de retención de agua que las laderas más elevadas (Peco, *et al.*, 2006). La parcela en la que aparece esta especie (parcela 192, Vila Pouca de Aguiar) está claramente dominada por el complejo *Agrostis capillaris/castellana* y *Arrhenatherum elatius*. En esta parcela se obtuvo el valor mínimo de materia orgánica de todas las parcelas de Portugal, así como el porcentaje mínimo de arcilla y un porcentaje muy elevado y cercano al valor máximo de arena. La mayoría del resto de parámetros edáficos se situaron en valores medios entre los máximos y mínimos. Respecto a las propiedades hídricas, resulta llamativo que esta especie que prefiere hábitats húmedos y puede incluso tolerar el encharcamiento, aparezca exclusivamente en la parcela con los valores mínimos de capacidad de campo, punto de marchitez permanente y saturación, con un valor muy cercano al mínimo de capacidad de retención de agua, y con los valores máximos de densidad aparente y tasa de drenaje de todas las parcelas de Portugal.

6. CONCLUSIÓN

Los suelos de los prados de siega muestreados en este estudio han sido ácidos en todas las zonas muestreadas, excepto en la zona del Pirineo Aragonés, donde el pH de los suelos presentó valores neutros. A partir de 5,6 hasta 7,3 es el intervalo de pH más adecuado para la mayoría de cultivos, ya que los nutrientes se encuentran a su máxima disponibilidad. Por debajo de pH 5,5 hay peligro de toxicidad por aluminio, posible exceso de ciertos elementos (cobalto, cobre, hierro, etc.) y deficiencia de otros (calcio, fósforo, potasio, nitrógeno, etc.). En este sentido, los suelos de Portugal pueden ser los más vulnerables, ya que es la única de las zonas muestreadas en la que más de la mitad de las parcelas aparecen por debajo de este umbral.

En general, los resultados de los análisis de las propiedades del suelo de los prados de siega de la zona de Picos de Europa estudiados en este proyecto se corresponden con el rango de valores característicos de las zonas de clima templado húmedo (Trueba, *et al.*, 1998) y los altos valores de materia orgánica son coherentes con los encontrados normalmente en prados de siega en estas áreas (Afif & Oliveira, 2008). En cambio, en el caso de los prados del Pirineo Aragonés, los porcentajes de materia orgánica obtenidos fueron más elevados de lo que se podría esperar, aunque es cierto que las praderas y pastizales de estas zonas de Huesca presentan mucha variación en los niveles de materia orgánica (Trueba, *et al.*, 1999). También los suelos de Portugal tuvieron un mayor contenido en materia orgánica de lo esperable. En general, los suelos arenosos, con un porcentaje de arcilla menor del 10%, suelen ser pobres en materia orgánica, ya que la mayor aireación debida al mayor tamaño de poro de estos suelos conlleva una mayor mineralización (Jiménez, 1989). Sin embargo, en nuestros resultados, los suelos con menor porcentaje de arcilla serían los suelos de los Pirineos, tanto en la parte aragonesa como en la parte francesa, y son los suelos con un mayor contenido en materia orgánica (ANEXO I, Tabla I.2). Por otro lado, fijándonos en los porcentajes de arena, este siempre es menor en Picos de Europa que en cualquiera de las otras zonas, así como el índice de Bouyoucos. Entre las otras tres zonas no existen diferencias significativas respecto a estos dos parámetros. Esto implica que los suelos de las parcelas estudiadas en Picos de Europa son menos susceptibles a la erosión hídrica.

Tanto en la zona de Picos de Europa como en Portugal, las concentraciones más elevadas de fósforo se dieron en las mismas áreas de muestreo que las que tuvieron mayores concentraciones de aluminio (Asturias y Sierra de Alvão-Marão). Esto puede deberse a que el método utilizado para estimar el fósforo, el método Mehlich 3, fue desarrollado para suelos ácidos y tiene la capacidad de disolver los compuestos de fósforo con hierro y aluminio

más soluble, que controlan la concentración de fósforo en suelos ácidos (Jones & Jacobsen, 2005).

Los niveles de sodio más elevados se dieron en la zona de Picos de Europa, aunque los niveles fueron altos o excesivos en todas las zonas de muestreo. Según Jiménez (1989), cuando el sodio representa más del 15% de la CICE, estamos frente a un suelo sódico y en el caso de los Picos de Europa el sodio corresponde a un 13% de la CICE. La mejora de los suelos sódicos es más costosa que la de los suelos salinos, ya que se requiere la sustitución de los iones de sodio por otros de calcio o magnesio en los sitios de intercambio, para que los iones de sodio sean desplazados a la solución del suelo y susceptibles de eliminación por lixiviación. Al principio, puede ser recomendable utilizar agua salina, para proporcionar calcio adicional que aumentará la floculación de la arcilla y, por tanto, la permeabilidad (McCauley & Jones, 2005).

En general, desde el punto de vista de la calidad y la fertilidad del suelo, la zona de Picos de Europa sería la que mejores parámetros presenta. Los mayores porcentajes de arcilla y los valores de la CICE más elevados que en el resto de zonas implican una estructura más fuerte y estable, una mayor fuerza cohesiva entre sus partículas y una mayor capacidad para retener nutrientes, aunque ya se ha comentado que el tipo de arcilla puede afectar fuertemente a la CICE (Jones & Jacobsen, 2005; McCauley, *et al.*, 2005). Además, el índice de Bouyoucos, siempre más bajo que en las otras zonas indica que los suelos de los Picos de Europa son los menos susceptibles a la erosión. Por otro lado, los valores más elevados encontrados para las propiedades hídricas en los Picos de Europa (capacidad de campo, punto de marchitez permanente, capacidad de retención de agua disponible) indican que las plantas tienen más agua a su disposición que en el resto de zonas estudiadas. Sin embargo, teniendo en cuenta las altas concentraciones de fósforo disponible y las bajas concentraciones de potasio intercambiable y potasio foliar, sería recomendable hacer un seguimiento de estos prados y quizá una revisión de la gestión de los fertilizantes en esta zona.

Los índices de biodiversidad resultaron más bajos en Portugal que en las otras tres zonas, al igual que la riqueza de especies. El número de especies inventariadas en las parcelas de Portugal se situó entre 10 en la parcela con menor número de especies y 33 en la parcela con mayor número de especies. Estos valores son muy inferiores a los encontrados tanto en la zona de Picos de Europa, que fueron los prados con mayor riqueza de especies (entre 35 y 56 especies en cada parcela), como en las demás zonas. A lo largo de este capítulo, se ha podido ver que la composición florística de los prados de Portugal difiere ostensiblemente de la composición florística del resto de

prados de siega estudiados en el proyecto. Las condiciones climáticas de la zona serían la primera y más obvia razón de estas diferencias, pues se puede observar la mayor abundancia de especies de clima mediterráneo. Otra razón para la transformación de las comunidades es la extracción de heno sin restitución de nutrientes, que está produciendo una sustitución de vegetación típica de los prados de *Molino-Arrhenatheretea* por comunidades dominadas por el complejo *Agrostis capillaris/castellana* y *Festuca rothmaleri* (Aguilar, et al., 2018).

Desde el punto de vista de la conservación de los hábitats 6510 y 6520, las zonas más importantes serían las de Picos de Europa y el Pirineo Aragonés, ya que, en estas, la práctica totalidad de los prados pertenecen a estos hábitats, exceptuando una parcela de *Cynosurion cristati* y unas pocas parcelas de *Bromion erecti*, que, aunque contemplada en la Directiva Hábitats, quedaría fuera del interés del estudio. En el caso del Pirineo Francés, a pesar de que los índices de biodiversidad no resultaron significativamente diferentes de los obtenidos para los Picos de Europa y de que algunos prados estarían dentro de los hábitats de interés del estudio, la composición de la mayoría de las comunidades apunta a comunidades de *Arrhenatherion* degradadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Aarssen, L. W., 1981. The biology of Canadian weeds: 50. *Hypochoeris radicata* L. *Canadian journal of plant science*, 61(2), pp. 365-381.
- Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D. R., Jones, D. L., Evans, C. D., Jones, M. B., Rees, R. M. & Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Volumen 253, pp. 62-81.
- Adugna, A. & Abegaz, A., 2016. Effects of land use changes on the dynamics of selected soil properties in northeast Wellega, Ethiopia. *Soil*, Volumen 3, pp. 63-70.
- Afif, E., Líbano, E., Varela, J. & Obregón, A., 2008. *Relación entre las propiedades del suelo, incremento en volumen anual y estado nutricional de Eucalyptus globulus y Pinus radiata D. Don en Asturias (noroeste de España)*. Pinar del Río, Cuba, Universidad de Pinar del Río
- Afif, E. & Oliveira, J. A., 2005. Pérdida de disponibilidad y niveles críticos de fósforo Mehlich 3 en suelos no calcáreos de Asturias. *Pastos*, 35(2), pp. 163-178.
- Afif, E. & Oliveira, J. A., 2008. *Relación propiedades edáficas–estado nutricional de pastos en varios puertos de Asturias*. Córdoba, España, Sociedad Española para el estudio de los pastos (SEEP), Junta de Andalucía.
- Aguiar, C. Castro, J. P., Bastos, P., Monteiro-Henriques, T., Cambecedes, J., García Manteca, P., García de la Fuente, L., Afif, E., Mora, A., Guzmán, D., Reiné, R., Ascaso, J., Brau-Nogué, C., Dupin, B., Olicard, L., & Díaz T. E., 2018. *Diagnóstico de la situación de prados de siega en el territorio SUDOE*. Informe coordinado por Carlos Aguiar para el Proyecto Interreg SUDOE “SOS PRADERAS” Dirigido por Tomás E. Díaz. Oviedo, España.
- Aguiar, C., Honrado, J. & Soutinho, A. D., 2000. Comunidades e complexos de vegetação pratense do Noroeste de Portugal. *Pastagens e Forragens*, Volumen 21, pp. 29-50.
- Aguiar, C. & Monteiro, T., 2018. *Flora dos lameiros do Norte e Centro de Portugal*. Proyecto Interreg-Sudoe. Manusc. Ined. 19 p.
- Aguiar, C. & Vila-Viçosa, C., 2016. A flora e a vegetação das montanhas de Portugal continental. En: *Sustentabilidade da Montanha Portuguesa*:

Realidades e Desafios. Bragança, Portugal: Instituto Politécnico de Bragança, pp. 59-90.

Aguiar, C. & Vila-Viçosa, C., 2017. Trás-os-Montes and Beira Alta . En: J. Loidi, ed. *The Vegetation of the Iberian Peninsula*. Cham, Suiza: Springer, pp. 367-394.

Alonso, J. L., Pulgar, F. J. Á. & Pedreira, D., 2007. El relieve de la Cordillera Cantábrica. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 15(2), pp. 151-163.

Anderson, J. M., Anderson, H. M., Archangelsky, S., Bamford, M., Chandra, S., Dettmann, M., Hill, R., McLoughlin, S. & Rösler, O., 1999. Patterns of Gondwana plant colonisation and diversification. *Journal of African Earth Sciences*, 28(1), pp. 145-167.

Antuña, A., Álvarez, M. A. & Morey, M., 2011. Comportamiento de gramíneas pratenses frente al pH y los carbonatos del suelo en la cuenca del Pigüeña-Narcea (Asturias). *Pastos*, 10(1), pp. 58-70.

Araújo, M. A. & Pérez, A., 1999. *Os meios geográficos do noroeste peninsular*. En: *Geografia do Eixo Atlântico*. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela.

Arnelas, I. & Devesa, J. A., 2011. Revisión taxonómica de *Centaurea* sect. *Jacea* (Mill.) Pers. (Asteraceae) en la Península Ibérica. *Acta Botanica Malacitana*, Volumen 36, pp. 33-88.

Asady, G. H. & Smucker, A. J. M., 1989. Compaction and root modifications of soil aeration. *Soil Science Society of America Journal*, 53(1), pp. 251-254.

Badía, D. & Fillat, F., 2008. Descripción del marco físico: geología, clima y suelos. En: F. Fillat, R. García-González, D. Gómez & R. Reiné, edits. *Pastos del Pirineo*. Madrid, España: CSIC-Diputación de Huesca, pp. 37-59.

Bai, Z., Li, H., Yang, X., Zhou, B., Shi, X., Wang, B., Li, D., Shen, J., Chen, Q., Qin, W., Oenema, O. & Zhang, F., 2013. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. *Plant Soil*, Volumen 37, pp. 27-37.

Bárceñas, G., Colchero, M., San Emeterio, L. M. & González, J. A., 2021. Efecto del pH y la vegetación en la dinámica de la materia orgánica en suelos de alta montaña. En: M. B. Almendro & M. M. Jordán, edits. *El suelo: clave para una gestión ambiental sostenible en un escenario de cambio global*.

Elche, España: Sociedad Española de la Ciencia del Suelo, Universidad Miguel Hernández de Elche, pp. 465--468.

Bardgett, R. D. & Cook, R., 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology*, 10(3), pp. 263-276.

Barrantes, O., Ferrer, C. & Reiné, R., 2010. *Indicadores para la conservación de los Hábitat 6510 y 6520 (Prados de Siega de Montaña) en el Pirineo Aragonés*, Zaragoza, España: Departamento de Agricultura y Economía agraria. Universidad de Zaragoza.

Batáry, P., Báldi, A., Sárosspataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F. & Kleijn, D., 2010. Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(1-2), pp. 35-39.

Batey, T., 2009. Soil compaction and soil management - a review. *Soil use and management*, 25(4), pp. 335-345.

Baur, B., Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A. A., Baur, A., Stoll, P. & Erhardt, A., 2006. Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biological Conservation*, 132(2), pp. 261-273.

Bautista, A., Etchevers Barra, J., del Castillo, R. F. & Gutiérrez, C., 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*, 13(2), pp. 90-97.

Beddows, A. R., 1959. *Dactylis glomerata* L. *Journal of Ecology*, 47(1), pp. 223-239.

Beddows, A. R., 1961. *Holcus lanatus* L. *Journal of Ecology*, 49(2), pp. 421-430.

Belmonte, F., Martínez, C. & Ruíz, J. D., 2016. Análisis de las características edáficas más significativas de las áreas abandonadas. En: M. A. Romero Díaz, ed. *Abandono De Cultivos En La Región De Murcia: Consecuencias ecogeomorfológicas*. Murcia, España: Editum, Ediciones de la Universidad de Murcia, pp. 41-62.

Benoit, M. & Simon, J. C., 2004. *Grassland and water resources: recent findings and challenges in Europe*. Zürich, Suiza, Comité organizador de la 20ª Reunión General de la Federación de praderas Europea, Sociedad de las praderas de Suiza, pp. 117-129.

- Bergaya, F. & Vayer, M., 1997. CEC of clays: measurement by adsorption of a copper ethylenediamine complex. *Applied Clay Science*, Volumen 12, pp. 275-280.
- Berger, K. C. & Truog, E., 1939. Boron determination in soils and plants. *Industrial & Engineering Chemistry Analytical Edition*, 11(10), pp. 540-545.
- Birks, H. H. & Birks, H. J. B., 2004. The rise and fall of forests. *Science*, 305(5683), pp. 484-485.
- Black, A. D., Laidlaw, A. S., Moot, D. J. & O'Kiely, P., 2009. Comparative growth and management of white and red clovers. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, Volumen 48, pp. 149-166.
- Bond, W., Davies, G. & Turner, R., 2007. *The biology and non-chemical control of Ribwort Plantain (Plantago lanceolata L.)*. Warwickshire, Reino Unido: The Organic Association.
- Bradshaw, R. & Mitchell, F. J. G., 1999. The palaeoecological approach to reconstructing former grazing-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management*, 120(3), pp. 3-12.
- Bredenkamp, G. J., Spada, F. & Kazmierczak, E., 2002. On the origin of northern and southern hemisphere grasslands. *Plant Ecology*, 163(2), pp. 209-229.
- Bronick, C. J. & Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2), pp. 3-22.
- Bunce, R. y otros, 2004. *Transhumance and biodiversity in European mountains. Report of the EU-FP5 project TRANSHUMOUNT (EVK2-CT-2002-80017)*, Wageningen, Países Bajos: ALTERRA en colaboración con IALE.
- Canals, R. M. & Sebastià, M. T., 2000. Analyzing mechanisms regulating diversity in rangelands through comparative studies: a case in the southwestern Pyrennees. *Biodiversity & Conservation*, 9(7), pp. 965-984.
- Carbonero, C. H., Mueller-Harvey, I., Brown, T. A. & Smith, L., 2011. Sainfoin (*Onobrychis viciifolia*): a beneficial forage legume. *Plant Genetic Resources*, 9(1), pp. 70-85.
- Castellanos, J. Z., Uvalle-Bueno, J. X. & Aguilar-Santelises, A., 2000. *Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas agrícolas, plantas y ECP*, Chapingo, Mexico: Instituto de Capacitación Para la Productividad Agrícola.

- Castro, J. y otros, 2010. Montesinho Natural Park: general description and natural values. En: N. Evelpidou, Tecim, V., de Figueiredo, T., Vassilopoulos, A. & Mauro, F. edits. *Natural heritage from east to west*. Heidelberg, Alemania: Springer , pp. 119-132.
- Cavers, P. B., Bassett, I. J. & Crompton, C. W., 1980. The biology of Canadian weeds: 47. *Plantago lanceolata* L. *The biology of Canadian weeds: 47. Plantago lanceolata* L., 60(4), pp. 1269-1282.
- Chocarro, C., 2009. *6520 Prados de siega de montaña (Trisetum-Polygonum bistortae)*, Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Secretaría General Técnica, Centro de publicaciones.
- Chocarro, C. & Reiné, R. J., 2008. El cultivo de los prados en el Pirineo. En: F. Fillat, R. García-González, D. Gómez & R. Reiné, edits. *Pastos del Pirineo*. Madrid, España: Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Diputación de Huesca, pp. 141-158.
- Clements, D. R., Cole, D. E., King, J. & McClay, A., 2004. The biology of Canadian weeds. 128. *Leucanthemum vulgare* Lam.. *Canadian Journal of Plant Science*, 84(1), pp. 343-363.
- Clements, D. R., Upadhyaya, M. K. & Bos, S. J., 1999. The biology of Canadian weeds. 110. *Tragopogon dubius* Scop., *Tragopogon pratensis* L., and *Tragopogon porrifolius* L.. *Canadian Journal of Plant Science*, 79(1), pp. 153-163.
- Comisión Europea, 2003. *Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea, EUR 25*. Bruselas, Bélgica: DG Environment.
- Comisión Europea, 2007. *Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea, EUR 27*. Bruselas, Bélgica: DG Environment.
- Cong, W. F., Van Ruijven, J., Mommer, L., De Deyn, G. B., Berendse, F. & Hoffland, E., 2014. Plant species richness promotes soil carbon and nitrogen stocks in grasslands without legumes. *Journal of Ecology*, 102(5), pp. 163-1170.
- Corey, A. T. & Klute, A., 1985. Application of the potential concept to soil water equilibrium and transport. *Soil Science Society of America Journal*, 49(1), pp. 3-11.

- Corominas, G. M., 2020. Caracterización geobotánica de algunos sintáxones de prados siega mesófilos (all. Arrhenatherion elatioris) de Cataluña y de la Europa occidental. *Flora Montiberica*, Issue 78, pp. 120-133.
- Crepet, W. L. & Feldman, G. D., 1991. The earliest remains of grasses in the fossil record. *American Journal of Botany*, 78(7), pp. 1010-1014.
- Cuadrat, J. M., Serrano, R., Saz, M. A., Tejedor, E., Prohom, M., Cunillera, J., Soubeyroux, J. M., Deaux, N. & Esteban, P., 2014. El clima de los Pirineos: base de datos y primeros resultados. *Tiempo y clima*, Issue 45, pp. 38-41.
- Czepinska-Kaminska, D., Konecka-Betley, K. & Janowska, E., 2003. The dynamics of exchangeable cations in the environment of soils at Kampinoski National Park. *Chemosphere*, 52(3), pp. 581-584.
- Dahlstrom, A., Lennartsson, T. & Wissman, J., 2008. Biodiversity and traditional land use in South-Central Sweden: the significance of management timing. *Environment and history*, 14(3), pp. 385-403.
- Daniel, D., Pavol, E. & Vít, G., 2012. The revision of historical and current distribution of *Hordeum geniculatum* All.(Poaceae) in Slovakia. *Hacquetia*, 11(2), pp. 171-177.
- Dastgheib, F., Rolston, M. P. & Archie, W. J., 2003. Chemical control of brome grasses (*Bromus* spp.) in cereals. *New Zealand Plant Protection*, Volumen 56, pp. 227-232.
- Del Monte, J. P. & Dorado, J., 2011. Effects of light conditions and after-ripening time on seed dormancy loss of *Bromus diandrus* Roth. *Weed Research*, 51(6), pp. 581-590.
- Devesa, J. A., Ortega, A. & López, J., 2003. Nuevas combinaciones en Dipsacaceae. *Acta Botanica Malacitana*, Volumen 28, pp. 210-215.
- Díaz, T. E., 2010. Caracterización de los hábitats de interés comunitario (Red Natura 2000) existentes en el Principado de Asturias. II: bosques y arbustadas arborescentes. *Boletín de Ciencias de la Naturaleza*, Volumen 51, pp. 213-276.
- Díaz, T. E., 2014. Mapas de vegetación de las series, geoserias y geopermaseries de España. 1.250.000: Asturias. *Global Geobotany*, Volumen 3, pp. 1-34.

- Díaz, T. E., 2015. Guía para la identificación de los bosques, matorrales y series de vegetación (vegetación potencial) de Asturias (España) mediante bioindicadores fitocenológicos. *Boletín de Ciencias Naturales*, 53(9), pp. 5-94.
- Díaz, T. E. & Fernández, J. A., 1994. La vegetación de Asturias. *Itinera Geobotánica*, Volumen 8, pp. 243-528.
- Díaz, T. E. & Fernández, J. A., 1999. Fuente Dé-Cervera de Pisuerga (23 July): The vegetal landscape of the Picos de Europa. *Itinera geobotanica*, Volumen 13, pp. 263-289.
- Dilz, K. & Mulder, E. G., 1962. The effect of soil pH, stable manure and fertilizer nitrogen on the growth of red clover and of red clover associations with perennial ryegrass. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 10(1), pp. 1-22.
- Dorner, J., Sandoval, P. & Dec, D., 2010. The role of soil structure on the pore functionality of an Ultisol. *Journal of soil science and plant nutrition*, 10(4), pp. 495-508.
- Dowling, P. M., 1996. The ecology of *Vulpia*. *Plant Protection Quarterly*, Volumen 11, pp. 204-206.
- Drapikowska, M., Buczkowska, K., Celka, Z., Szkudlarz, P. & Jackowiak, B., 2019. Genetic variability of *Anthoxanthum aristatum* Boiss. (Poaceae) at the non-native range limit. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 67(1), pp. 163-176.
- Drewry, J. J. & Paton, R. J., 2000. Effects of cattle treading and natural amelioration on soil physical properties and pasture under dairy farming in Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43(3), pp. 377-386.
- Dubeux Jr, J. C. B., Sollenberger, L. E., Mathews, B. W., Scholberg, J. M. & Santos, H. Q., 2007. Nutrient cycling in warm-climate grasslands. *Crop Science*, 47(3), pp. 915-928.
- Ekroos, J., Kleijn, D., Batáry, P., Albrecht, M., Báldi, A., Blüthgen, N., Knop, E., Kovács-Hostyánszki, A. & Smith, H. G., 2020. High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. *Biological Conservation*, Volumen 241, p. 108255.
- Ellenberg, H. H., 1988. *Vegetation ecology of central Europe*. Nueva York, NY, USA: Cambridge University Press.

Emiru, N. & Gebredikan, H., 2013. Effects of land use changes and soil depth on soil organic matter, total nitrogen and available phosphorous contents of soils in Senbat Watershed, Western Ethiopia. *ARPN Journal of Agricultural and Biological Science*, 8(3), pp. 206-212.

Epstein, E., 1972. *Mineral nutrition of plants: principles and perspectives*. Nueva York, NY, USA: John Wiley & Sons.

Eriksson, O., Bolmgren, K., Westin, A. & Lennartsson, T., 2015. Historic hay cutting dates from Sweden 1873--1951 and their implications for conservation management of species-rich meadows. *Biological conservation*, Volumen 184, pp. 100-107.

Eriksson, O., Bolmgren, K., Westin, A. & Lennartsson, T., 2015. Historic hay cutting dates from Sweden 1873--1951 and their implications for conservation management of species-rich meadows.. *Biological conservation*, Volumen 184, pp. 100-107.

Evans, D., 2010. Interpreting the habitats of Annex I: past, present and future. *Acta botanica gallica*, 157(4), pp. 677-686.

Farino, T., 2005. Flores de los prados de siega de Picos de Europa. *Locustella: Anuario de la Naturaleza de Cantabria*, Issue 3, pp. 73-83.

Ferrer, C., Barrantes, O. & Broca, A., 2001. La noción de biodiversidad en los ecosistemas pascícolas españoles. *Pastos*, Volumen 31, pp. 129-184.

Field, A., 2013. *Discovering Statistics Using IBM SPSS Statistics*. Cuarta ed. Londres, UK: Sage.

Fischer, M. & Wipf, S., 2002. Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological conservation*, 104(1), pp. 1-11.

Fischer, S. F., Poschlod, P. & Beinlich, B., 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology*, Volumen 33, pp. 1206-1222.

Fleischer, K., Streitberger, M. & Fartmann, T., 2010. Ecology of spreading bellflower (*Campanula patula*) and common centaury (*Centaureum erythraea*) in northwest German mesotrophic grassland. *Tuexenia*, Issue 30, pp. 209-229.

Foulds, W., 1993. Nutrient concentrations of foliage and soil in South-Western Australia. *New Phytologist*, Volumen 125, pp. 529-546.

- García, L. & García, P., 2017. *Muestreo socioeconómico sobre el manejo de prados de siega en el P.N.P.E.*, Informe inédito realizado por INDUROT-Universidad de Oviedo para el Proyecto Interreg SUDOE “SOS PRADERAS” bajo la dirección de Tomás E. Díaz González.
- García, O., 2006. Aportaciones a la flora del Sistema Ibérico meridional. *Flora Montiberica*, Volumen 33, pp. 3-17.
- García, P., García, L. & González, V., 2018. Diagnóstico de la situación de prados de siega en el suroeste europeo: análisis diacrónico en el Parque Nacional de los Picos de Europa. *Naturalia Cantabrica*, 6(1), pp. 1-21.
- García, R., Andrés, S., Alvarenga, J. & Calleja, A., 2005. *Efecto de la fertilización NPK y del fraccionamiento del nitrógeno en la producción de tréboles*. Gijón, España, Servicio Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario (SERIDA).
- García, R., Andrés, S., Valdés, C. & Calleja, A., 2006. *Trifolium repens and Trifolium campestre under P and K fertilization*. Badajoz, España, Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, pp. 399-401.
- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C. & Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for sustainable development*, 32(1), pp. 133-160.
- Gee, G. W. & Bauder, J. W., 1996. Particle size analysis. En: A. Klute, ed. *Methods of Soil Analysis*. Madison, WI, USA : American Society of Agronomy, pp. 383-411.
- Giap, G. E. & Rudiyanto, S. M. S., 2021. Water Infiltration into Sand, Silt, and Clay at Field Capacity. *Journal of Advanced Research in Fluid Mechanics and Thermal Sciences*, 84(2), pp. 159-166.
- Gibon, A.; Balent, G., Alard, D., Raich, J. M., 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*, Issue 178, pp. 245-263.
- Going, B. M., Hillerislambers, J. & Levine, J. M., 2009. Abiotic and biotic resistance to grass invasion in serpentine annual plant communities. *Oecologia*, Volumen 159, pp. 839-847.
- Gómez, A. & Lorente, I., 2004. *The present status and ecological consequences of transhumance in Spain*. Wageningen, Países Bajos, ALTERNIA in collaboration with IALE, pp. 233-248.

Grüber, M., 1978. Les pelouses calcicoles orophiles et nordiques des étages subalpin de type medio-européen et alpin en Ariège et en Pyrénées catalanes occidentales. *Ecología Mediterránea*, 4(1), pp. 75-94.

Gupta, N., Gaurav, S. S. & Kumar, A., 2013. Molecular basis of aluminium toxicity in plants: a review. *American Journal of Plant Sciences*, Volumen 4, pp. 21-37.

Hájek, M. & Hájková, P., 2004. Environmental determinants of variation in Czech Calthion wet meadows: a synthesis of phytosociological data. *Phytocoenologia*, 34(1), pp. 33-54.

Hannaway, D. B., Fransen, S., Cropper, J. B., Teel, M., Chaney, M., Griggs, T., Halse, R. R., Hart, J., Cheeke, P. R., Hansen, D., Klinger, R. & Lane, W., 1999. *Annual ryegrass (Lolium multiflorum Lam.)*, Corvallis, Orgeón, USA: Oregon State University, Extension & Station Communications.

Harper, J. L., 1957. *Ranunculus acris* L.. *Journal of Ecology*, 45(1), pp. 289-342.

Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. M. & Nelson, W. L., 1999. *Soil Fertility and Fertilizers*. Sexta ed. Upper Saddle River, New Jersey, USA: Prentice Hall.

Havlová, M., Chytrý, M. & Tichý, L., 2004. Diversity of hay meadows in the Czech Republic: major types and environmental gradients. *Phytocoenologia*, 34(4), pp. 551-567.

Haynes, R. J. & Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 51(2), pp. 123-137.

Hejcman, M., Hejcmanova, P., Pavlů, V. & Beneš, J., 2013. Origin and history of grasslands in Central Europe-a review. *Grass and Forage Science*, 68(3), pp. 345-363.

Herrera-Rodríguez, M. B. y otros, 2010. Role of boron in vascular plants and response mechanisms to boron stresses. *Plant Stress*, 4(2), pp. 115-122.

Hill, R. & Van Heyningen, R., 1951. Ranunculins: the precursor of the vesicant substance of the buttercup. *Biochemical Journal*, 49(3), pp. 332-335.

Hilpold, A. y otros, 2018. Decline of rare and specialist species across multiple taxonomic groups after grassland intensification and abandonment. *Biodiversity and Conservation*, 27(14), pp. 3729-3744.

- Holford, I. C. R., 1997. Soil phosphorus: its measurements and its uptake by plants. *Soil Research*, Volumen 35, pp. 227-240.
- Hopkins, A., Bunce, R. G. H. & Smart, S. M., 2000. Recent changes in grassland management and their effects on botanical composition. *Journal of the Royal Agricultural Society of England*, Volumen 161, pp. 210-223.
- Hörtnagl, L. y otros, 2018. Greenhouse gas fluxes over managed grasslands in Central Europe. *Global Change Biology*, 24(5), pp. 1843-1872.
- Houlbrooke, D. J., Thom, E. R., Chapman, R. & McLay, C. D. A., 1997. A study of the effects of soil bulk density on root and shoot growth of different ryegrass lines. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 40(1), pp. 429-435.
- Huang, J. & Hartemink, A. E., 2020. Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, Volumen 208, p. 103295.
- Huang, S., Pan, X., Sun, Y., Zhang, Y., Hang, X., Yu, X. & Zhang, W., 2013. Effects of long-term fertilization on the weed growth and community composition in a double-rice ecosystem during the fallow period. *Weed Biology and Management*, 13(1), pp. 10-18.
- Hua, T., Zhang, R., Sun, H. & Liu, C., 2021. Alleviation of boron toxicity in plants: mechanisms and approaches. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(24), pp. 2975-3015.
- Humbert, J. Y., Pellet, J., Buri, P. & Arlettaz, R., 2012. Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environmental Evidence*, 1(1), pp. 1-13.
- Jagadamma, S., Lal, R., Hoefft, R. G., Nafziger, E. D. & Adee, E. A., 2008. Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil properties and their relationship to crop yield in the Central Corn Belt, USA. *Soil and Tillage Research*, 98(2), pp. 120-129.
- Janis, C. M., 1993. Tertiary mammal evolution in the context of changing climates, vegetation, and tectonic events. *Annual review of ecology and systematics*, 24(1), pp. 467-500.
- Jankowska-Huflejt, H., 2006. The function of permanent grasslands in water resources protection. *Journal of Water and Land Development*, 10(1), pp. 55-65.

- Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., García-Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E. y otros., 2016. *European Red List of Habitats Part 2. Terrestrial and freshwater habitats*, Luxemburgo: Oficina de publicaciones de la Unión Europea.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. P., Bekker, R. M., Fillat, F. & Oomes, M. J. M., 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and soil*, Volumen 202, pp. 69-78.
- Jensen, K. & Meyer, C., 2001. Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant ecology*, 155(2), pp. 169-181.
- Jiménez, J. Y., 1989. Análisis de suelos y su interpretación. *Horticultura: Revista de industria, distribución y socioeconomía hortícola: frutas, hortalizas, flores, plantas, árboles ornamentales y viveros*, Volumen 49, pp. 75-89.
- Johansen, L., Westin, A., Wehn, S., Iuga, A., Ivascu, C. M., Kallioniemi, E. & Lennartsson, T., 2019. Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*, Volumen 18.
- Jones, C. & Jacobsen, J., 2005. Plant nutrition and soil fertility. *Nutrient management module*, 4449(2).
- Jones, D. A. & Turkington, R., 1986. Biological flora of the British Isles. *Lotus corniculatus* L.. *Journal of Ecology*, Volumen 74, pp. 1185-1212.
- Jones, D. G. L. & Wmffre, I. L., 2004. *Transhumance in the British Isles—decline or transformation?* Wageningen, Países Bajos, ALTErra en colaboración con IALE, pp. 69-90.
- Jones, J. B., Wolf, B. & Mill, H. A., 1991. *Plant Analysis Handbook. A practical sampling preparation, analysis and interpretation guide*. Athens, GA, USA.: Micro-Macro Publishing.
- Kahmen, S. & Poschlod, P., 2008. Effects of grassland management on plant functional trait composition. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128(3), pp. 137-145.

- Kass, G. V., 1980. An exploratory technique for investigating large quantities of categorical data. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 29(2), pp. 119-127.
- Kaur, M. & Kalia, A., 2012. Convolvulus arvensis: A useful weed. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*, 4(1), pp. 38-40.
- Kayser, M. & Isselstein, J., 2005. Potassium cycling and losses in grassland systems: a review. *Grass and Forage Science*, 60(3), pp. 213-224 .
- Klute, A., 1996. Nitrogen-total. En: A. Klute, ed. *Methods of Soil Analyses, Part 1*. Segunda ed. Madison, WI, USA: American Society of Agronomy, pp. 595-624.
- Korb, N., Jones, C. & Jacobsen, J., 2002. Secondary macronutrients: cycling, testing and fertilizer recommendations. *Nutrient Management Module*, 4449(6).
- Kreuz, A. & Schäfer, E., 2011. Weed finds as indicators for the cultivation regime of the early Neolithic Bandkeramik culture? *Vegetation history and archaeobotany*, 20(5), pp. 333-348.
- Kuneš, P., Svobodová-Svitavská, H., Kolář, J., Hajnalová, M., Abraham, V., Macek, M., Tkáč, P. & Szabó, P., 2015. The origin of grasslands in the temperate forest zone of east-central Europe: long-term legacy of climate and human impact. *Quaternary Science Reviews*, Volumen 116, pp. 15-27.
- Lasanta, T. & Vicente-Serrano, S. M., 2007. Cambios en la cubierta vegetal en el Pirineo aragonés en los últimos 50 años. *Pirineos*, Volumen 162, pp. 125-154.
- Lawniczak, A., Drapikowska, M., Celka, Z., Szkudlarz, P. & Jackowiak, B., 2011. Response of Anthoxanthum odoratum and A. aristatum to the different habitat types and nutrient concentration in soil. *Fresenius Environmental Bulletin*, Volumen 20, pp. 2465-2474.
- Lazarova, I., Zengin, G., Sinan, K. I., Aneva, I., Uysal, S., Picot-Allain, M. C. N., Aktumsek, A., Bouyahya, A. & Mahomoodally, M. F., 2020. Metabolomics profiling and biological properties of root extracts from two Asphodelus species: A. albus and A. aestivus. *Food Research International*, Volumen 134.
- Leigh, R. A. & Wyn Jones, R. G., 1984. A hypothesis relating critical potassium concentrations for growth to the distribution and functions of this ion in the plant cell. *New Phytologist*, 97(1), pp. 1-13.

- Li, J., Zhang, Q., Li, Y., Liu, Y., Xu, J. & Di, H., 2017. Effects of long-term mowing on the fractions and chemical composition of soil organic matter in a semiarid grassland. *Biogeosciences*, 14(10), pp. 2685-2696.
- Lombardi, T., Fochetti, T., Balloni, R. & Onnis, A., 1996. Germination ecology and initial growth of *Briza maxima* L. (Gramineae). *Plant Biosystem*, 130(1).
- López, C., Gómez, M. J., Carpintero, J. M., Brañas, J. & Roig Gomez, S., 2014. *Efecto residual de la aplicación de fertilizantes de nueva generación sobre la producción, composición y diversidad de pastos herbáceos en una dehesa toledana*. Potes, Cantabria, España, Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP), pp. 215-222.
- López-i-Gelats, F. & Bartolomé, J., 2008. *The effects of different kinds of livestock farming and abandonment on botanical diversity in mountain*. Uppsala, Sweden, European Grassland Federation EGF, pp. 138-140.
- Louâpre, P., Bittebière, A. K., Clément, B., Pierre, J. S. & Mony, C., 2012. How past and present influence the foraging of clonal plants?. *PLoS One*, 7(6).
- Luick, R., 2004. *Transhumance in Germany*. Wageningen, Países Bajos, ALTERRA en colaboración con IALE, pp. 137-154.
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Lazpita, J. G. & Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of environmental management*, 59(1), pp. 47-69.
- Maczey, N., 2022. *Agrostis capillaris* (common bent). *CABI Compendium*.
- Mahiwal, S. & Pandey, G. K., 2022. Potassium: a vital nutrient mediating stress tolerance in plants. *Journal of Plant Biochemistry and Biotechnology*, Volumen 31, p. 705–719.
- Mahler, R. L., Naylor, D. V. & Fredrickson, M. K., 1984. Hot water extraction of boron from soils using sealed plastic pouches. *Communications in soil science and plant analysis*, 15(5), pp. 479-492.
- Marcussen, T., Ballard, H. E., Danihelka, J., Flores, A. R., Nicola, M. V. & Watson, J. M., 2022. A revised phylogenetic classification for *Viola* (Violaceae). *Plants*, 11(17).
- Marini, L., Scotton, M., Klimek, S., Isselstein, J. & Pecile, A., 2007. Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119(3-4), pp. 281-288.

- Marquínez, J. & Adrados, L., 2000. La geología y el relieve de los Picos de Europa. *Naturalia cantabricae*, Issue 1, pp. 3-19.
- Martín, A., 1994. El relieve del Macizo Hespérico: génesis y cronología de los principales elementos morfológicos. *Cuaderno Lab. Xeolóxico de Laxe*, Volumen 19, pp. 37-55.
- Mayel, S., Jarrah, M. & Kuka, K., 2021. How does grassland management affect physical and biochemical properties of temperate grassland soils? A review study. *Grass and Forage Science*, 76(2), pp. 215--244.
- McCaughey, A. & Jones, C., 2005. Salinity and sodicity management. *Soil and water management module*, 4448(2).
- McCaughey, A., Jones, C. & Jacobsen, J., 2005. Basic soil properties. *Soil and water management module*, 4481(1).
- McGarvey, J., 2009. *Aboveground growth responses of the annual grasses, Bromus diandrus and Bromus hordeaceus, to clipping and simulated trampling*. Research report, Berkeley University. Disponible en https://nature.berkeley.edu/classes/es196/projects/2009final/McGarveyJ_2009.pdf
- McNaught, K. J., 1958. Potassium deficiency in pastures: I. Potassium content of legumes and grasses. *New Zealand journal of Agricultural Research*, 1(2), pp. 148-181.
- Mehlich, A., 1985. Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant. *Soil Science and Plant Analysis*, 15(12), pp. 1409-1416.
- Mersereau, D. & DiTommaso, A., 2003. The biology of Canadian weeds. 121. *Galium mollugo* L.. *Canadian journal of plant science*, 83(2), pp. 453-466.
- Mesa, A. R. & Figueroa, M., 1979. Status nutritivo de suelos en áreas ganaderas. I. Suelo mocarrero. *Pastos y Forrajes*, 2(1), pp. 255-264.
- Messiga, A. J., Ziadi, N., Bélanger, C. & Morel, C., 2013. Soil nutrients and other major properties in grassland fertilized with nitrogen and phosphorous. *Soil Science Society of America Journal*, 77(2), pp. 643-652.
- Milcu, A., Partsch, S., Scherber, C., Weisser, W. W. & Scheu, S., 2008. Earthworms and legumes control litter decomposition in a plant diversity gradient. *Ecology*, 7(89), pp. 1872-1882.

Ministerio de Educación, Cultura y Deporte, 2017. *Real Decreto 385/2017, de 8 de abril, por el que se declara la Trashumancia como Manifestación Representativa del Patrimonio Cultural Inmaterial*. Madrid: «BOE» núm. 86, de 11 de abril de 2017, pp. 28901-28902. Sección: III. Otras disposiciones. Departamento: Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. Referencia: BOE-A-2017-4009.

Mora, A. & Rojo, F., 2016. Gestión activa de prados de siega en el Valle de Valdeón. *Lopinga*, Volumen 1, pp. 13-14.

Moughan, J., McGinn, K. J., Jones, L., Rich, T. C. G., Waters, E. & de Vere, N., 2021. Biological Flora of the British Isles: *Salvia pratensis*. *Journal of Ecology*, 109(12), pp. 4171-4190.

Müller, M., Spaar, R., Schifferli, L. & Jenni, L., 2005. Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology*, 146(1), pp. 14-23.

Muñoz, M. J., Torre, A., Carballo, M., González, M., Díez López, J. A., Peña de Torres, E., Tarquis, A., Vallejo, A. & Cartagena, M. C., 2002. Evaluación del riesgo medioambiental en sistemas agropecuarios. *Ciencia y Medio Ambiente*, pp. 248-254.

Nable, R. O., Bañuelos, G. S. & Paull, J. G., 1997. Boron toxicity. *Plant and soil*, 193(1), pp. 181-198.

Nicolardot, B., Recous, S. & Mary, B., 2001. Simulations of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant Soil*, Volumen 228, pp. 82-103.

Niedrist, G., Tasser, E., Lüth, C., Dalla Via, J. & Tappeiner, U., 2009. Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology*, 202(2), pp. 195-210.

Olf, H. & Ritchie, M. E., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in ecology and evolution*, 13(7), pp. 261-265.

Oliveira, J., Afif, E. & Mayor, M., 2006. *Análisis de suelos y plantas y recomendaciones de abonado*. Oviedo, Asturias, España: Ediciones de la Universidad de Oviedo.

Pansu, M. & Gautheyrou, J., 2007. *Handbook of soil analysis: mineralogical, organic and inorganic methods*. Berlín, Alemania: Springer Science & Business Media.

- Pardo, I., Doak, D. F., García-González, R., Gómez, D. & García, M. B., 2015. Long-term response of plant communities to herbivore exclusion at high elevation grasslands. *Biodiversity and Conservation*, Volumen 24, pp. 3033-3047.
- Pärtel, M., Bruun, H. H. & Sammul, M., 2005. *Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation*. Tartu, Estonia, European Grassland Federation, pp. 1-14.
- Passioura, J. B., 1991. Soil structure and plant growth. *Australian Journal of Soil Research*, 29(6), pp. 717-728.
- Pastor, J., Hernández, A. J., Rey Benayas, J. M. & Oliver, S., 1994. *Response of Mediterranean rangeland species (plant weight and mineral composition) to water conditions*. Wageningen, Países Bajos, European Grassland Federation (EGF), pp. 96-101.
- Pavlu, V., Hejcman, M., Pavlu, L., Gaisler, J., Nežerková, P. & Andaluz, M. G., 2005. *Vegetation changes after cessation of grazing management in the Jizerské Mountains (Czech Republic)*. Helsinki, JSTOR, pp. 343-349.
- Peco, B., Sánchez, A. M. & Azcárate, F. M., 2006. Abandonment in grazing systems: consequences for vegetation and soil. *Agriculture, ecosystems & environment*, 113(1-4), pp. 284-294.
- Pereira, A. C. & Martins, B. M. S. C., 2016. Interactions between geomorphological heritage and cultural landscape of Serra do Alvão: the perspective of cultural geomorphology. *Vegueta: Anuario de la Facultad de Geografía e Historia*, Volumen 16, pp. 437-459.
- Pereira, P., Pereira, D. Í., Alves, M. I. C. & Meireles, C., 2003. Geomorfología do Parque Natural de Montesinho: controlo estrutural e superfícies de aplanamento. *Ciências da Terra*, Issue V, pp. 61-64.
- Perez-Pinto, J. E. & Morey, M., 2011. Comportamiento de las especies de gramíneas frente a factores edáficos en los prados de siega de la montaña de León. *Pastos*, 11(1), pp. 69-96.
- Petrášek, F., 1972. Genesis of breeding animals in Czechoslovakia. Academia, Praga. 380 p.
- Pfitzenmeyer, C. D. C., 1962. *Arrhenatherum Elatius* (L.) J. & C. Presl (A. Avenaceum Beauv.). *Journal of Ecology*, 50(1), pp. 235-245.

- Pino, J. J., Silva-Pando, F. J., Gómez Vigide, F., Camaño Portela, J. L. & Pino Pérez, R., 2007. Las Trichera silvatica Schrad.(Dipsacaceae) Merino en el herbario de Lourizán y el género Knautia en Galicia. *Boletín BIGA*, Issue 2, pp. 5-34.
- Pitcher, D. & Russo, M. J., 1988. *Element Stewardship Abstract for Holcus lanatus*. Arlington, Virginia, USA: s.n.
- Pocknee, S. & Sumner, M. E., 1997. Carbon and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), pp. 86-92.
- Pol, M., Schmidtke, K. & Lewandowska, S., 2021. Plantago lanceolata--An overview of its agronomically and healing valuable features. *Open Agriculture*, 6(1), pp. 479-488.
- Porta, J., López-Acevedo, M. & Roquero de Laburu, C., 1999. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 2ª ed. Madrid, España: Ediciones Mundi-Prensa.
- Poschlod, P. & Bonn, S., 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta botanica neerlandica*, 47(1), pp. 27-44.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S. & Bonn, S., 1998. Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science*, 1(1), pp. 75-91.
- Poschlod, P. & WallisDeVries, M. F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), pp. 361-376.
- Prince, H. E., Bunce, R. G. H. & Jongman, R. H. G., 2012. Changes in the vegetation composition of hay meadows between 1993 and 2009 in the Picos de Europa and implications for nature conservation. *Journal for Nature Conservation*, 20(3), pp. 162-169.
- Pyke, S., 2019. Hordeum geniculatum (Poaceae) in the NE Iberian Peninsula. *Collectanea Botanica*, Volumen 38, p. e002.
- Ravetto, S., Petrella, F., Ungaro, F., Zavattaro, L., Mainetti, A., Lombardi, G. & Lonati, M., 2021. Relative Importance of Plant Species Composition and

Environmental Factors in Affecting Soil Carbon Stocks of Alpine Pastures (NW Italy). *Agriculture*, 11(11), p. 1047.

Recasens, J., García, A. L., Cantero-Martínez, C., Torra, J. & Royo-Esnal, A., 2016. Long-term effect of different tillage systems on the emergence and demography of *Bromus diandrus* in rainfed cereal fields. *Weed Research*, 56(1), pp. 31-40.

Recena, R., Díaz, I., del Campillo, M. C., Torrent, J. & Delgado, A., 2016. Calculation of threshold Olsen P for fertilizer response from soil properties. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(4), pp. 1-8.

Reiné, R., 2009. *6510 Prados de siega de montaña (Arrhenatherion)*, Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones.

Reiné, R., Barrantes, O., Chocarro, C., Juárez, A., Broca, A., Maestro, M., & Ferrer, C., 2014. Pyrenean meadows in Natura 2000 network: grass production and plant biodiversity conservation. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 12(1), pp. 61-77.

Reiné, R., Chocarro, C., Juárez, A., Barrantes, O., Broca, A. & Ferrer, C., 2009. Características de la producción herbácea en los prados de siega del Pirineo de Huesca. En: R. Reiné, O. Barrantes, A. Broca & C. Ferrer, edits. *La multifuncionalidad de los pastos: Producción ganadera sostenible y gestión de ecosistemas*. Huesca, España: Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP), pp. 101-107.

Reintam, E., Trükmann, K., Kuht, J., Nugis, E., Edesi, L., Astover, A., Noormets, M., Kauer, K., Kriebstein, K. & Rannik, K., 2009. Soil compaction effects on soil bulk density and penetration resistance and growth of spring barley (*Hordeum vulgare* L.). *Acta Agriculturae Scandinavica Section B--Soil and Plant Science*, 59(3), pp. 265-272.

Retallack, G. J., 2001. Cenozoic expansion of grasslands and climatic cooling. *The Journal of Geology*, 109(4), pp. 407-426.

Ribeiro, O., 1987. *A formação de Portugal*. Lisboa, Portugal: Instituto de Cultura e Língua Portuguesa, Ministério da Educação.

Rivas-Martínez, S., 2011. Mapa de Series, Geoseries y Geopermaseries de la Vegetación de España (Memoria del Mapa de Vegetación potencial de España). *Itinera Geobotanica*, 18(1-2), pp. 5-800.

- Rivas-Martínez, S., Bandullo, J. M., Allue, J. L., Montero, J. L. & González, J. L., 1987. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*. Madrid, España: Ediciones ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Rivas-Martínez, S., Díaz González, T. E., Fernández Prieto, J. A., Loidi, J. & Penas, A., 1984. *La vegetación de la alta montaña cantábrica. Los Picos de Europa*. León, España: Ediciones Leonesas, SA.
- Rivas-Martínez, S., Díaz González, T. E., Fernández-González, F., Izco, J., Loidi, J., Lousã, M. & Penas, A., 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Part I. *Itinera Geobotanica*, 15(1), pp. 5-432.
- Rivas-Martínez, S., Díaz González, T. E., Fernández-González, F., Izco, J., Loidi, J., Lousã, M. & Penas, A., 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Part II. *Itinera Geobotanica*, 15(2), pp. 433-922.
- Roberts, D., Nachtegaal, M. & Sparks, D. L., 2005. Speciation of metals in soils. *Chemical processes in soils*, Volumen 8, pp. 619-654.
- Rodríguez, M., García, R., Andrés, S. & Calleja, A., 2006. Cuarenta años de fertilización en prados de la montaña de León. III Influencia sobre la composición química y valor nutritivo. *Pastos*, 36(1), pp. 45-79.
- Rodríguez-Rojo, M. P., Fernández-González, F., Tichy, L. & Chytrý, M., 2014. Vegetation diversity of mesic grasslands (Arrhenatheretalia) in the Iberian Península. *Applied Vegetation Science*, 17(4), pp. 780-796.
- Romero Zarco, C., 1984. *Revisión del género "Helictotrichon" Besser ex Schultes & Schultes fil. ("Gramineae") en la Península Ibérica. I: estudio taxonómico*. Madrid, Real Jardín Botánico, pp. 97-124.
- Romero Zarco, C. M., 1984. Revisión taxonómica del género Avenula (Dumort). Dumort (Gramineae) en la Península Ibérica e Islas Baleares. *Lagascalía*, 13(1), pp. 39-146.
- Romero Zarco, C. M., 2015. Variedades enanas del complejo de Helictochloa albinervis-H. marginata (Poaceae). *Acta Botanica Malacitana*, Volumen 40, pp. 292-295.
- Rotar, I., Vaida, I. & Păcurar, F., 2020. Species with indicative values for the management of the mountain grasslands. *Romanian Agricultural Research Nardi Fundulea*, Volumen 37, pp. 189-196.

- Rotz, C. A., Taube, F., Russelle, M. P., Oenema, J., Sanderson, M. A. & Wachendorf, M., 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science*, 45(6), pp. 2139-2159.
- Rout, G., Samantaray, S. & Das, P., 2001. Aluminium toxicity in plants: a review. *Agronomie*, 21(1), pp. 3-21.
- Sáez, L. & Alonso, J. L. B., 2000. Notas sobre el genero *Rhinantus* L.(Scrophulariaceae) en la Península Ibérica. *Acta botanica barcinonensia*, Volumen 46, pp. 129-142.
- Sales, F. & Hedge, I. C., 1999. *Phyteuma* L. (Campanulaceae) - Some taxonomic notes. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 57(2), pp. 474-477.
- Samet, H., Çikili, Y. & Dursun, S., 2013. Interactive effects of boron and potassium on the growth and mineral composition of bean (*Phaseolus vulgaris* L.). *Soil-Water Journal*, 2(1-2), pp. 689-696.
- Samet, H., Cikili, Y. & Dursun, S., 2015. The role of potassium in alleviating boron toxicity and combined effects on nutrient contents in pepper (*Capsicum annuum* L.). *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 21(1), pp. 64-70.
- Sansegundo, J. G., 1991. *Estratigrafía y estructura de la Zona Axial pirenaica en la transversal del Valle de Arán y de la Alta Ribagorça*. Madrid, España: Instituto Técnico GeoMinero de España.
- Santín-Montanyá, M. I. & Sombrero-Sacristán, A., 2021. Tillage and rotation effects on *Bromus diandrus* Roth: a lesson learned from fields in Northern Spain. *International Journal of Food Science and Agriculture*, 5(4), pp. 728-736.
- Sanz, J., Bermejo, V., Muntifering, R., González-Fernández, I., Gimeno, B. S., Elvira, S. & Alonso, R., 2011. Plant phenology, growth and nutritive quality of *Briza maxima*: responses induced by enhanced ozone atmospheric levels and nitrogen enrichment. *Environmental pollution*, 159(2), pp. 423-430.
- Sardans, J. & Peñuelas, J., 2015. Potassium: a neglected nutrient in global change. *Global Ecology and Biogeography*, 24(3), pp. 261-275.
- Sattell, R., Dick, R., Hemphill, D. & McGrath, D., 1998. Red clover (*Trifolium pratense*). *Using cover crops in Oregon*, Volumen 8704.
- Schrama, M. J. J., Cordlandwehr, V., Visser, E. J. W., Elzenga, T. M., de Vries, Y. & Bakker, J. P., 2013. Grassland cutting regimes affect soil properties, and

- consequently vegetation composition and belowground plant traits. *Plant and soil*, 366(1), pp. 401-413.
- Schulte, E. E. & Hopkins, B. G., 1996. Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition.. En: F. R. Magdoff, M. A. Tabatabai & E. A. Hanlon Jr., edits. *Soil Organic Matter: analysis and interpretation guide* . Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, pp. 21-31.
- Sebastià, M. T., 2004. Role of topography and soils in grassland structuring at the landscape and community scales. *Basic and Applied ecology*, 5(4), pp. 331-346.
- Sebastià, M. T., Kirwan, L. & Connolly, J., 2008. Strong shifts in plant diversity and vegetation composition in grassland shortly after climatic change. *Journal of Vegetation Science*, 19(3), pp. 299-306.
- Senn, M. E., Rubio, F., Bañuelos, M. A. & Rodríguez-Navarro, A., 2001. Comparative functional features of plant potassium HvHAK1 and HvHAK2 transporters. *Comparative functional features of plant potassium HvHAK1 and HvHAK2 transporters*, 276(48), pp. 44563-44569.
- Shanina, T. M., Geiman, N. E. & Mikhallovakaya, V. S., 1967. Quantitative analysis of heterogenic compounds. Spectrophotometric micro determination of boron. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, Volumen 22, pp. 663-667.
- Sheppard, A. W., 1991. *Heracleum sphondylium* L.. *Journal of Ecology*, 79(1), pp. 235-258.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J. & Ritchie, M., 1998. Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), pp. 738-750.
- Šmilauerová, M. & Šmilauer, P., 2002. Morphological responses of plant roots to heterogeneity of soil resources. *New Phytologist*, 154(3), pp. 703-715.
- Smith, T. M. & Smith, R. L., 2009. *Elements of Ecology*. Séptima ed. San Francisco, California, USA: Pearson Benjamin Cummings.
- Smits, N. A. C., Willems, J. H. & Bobbink, R., 2008. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science*, 11(2), pp. 279-286.

- Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Klaus, V. H., Hölzel & N., Fischer, M., 2012. Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*, 100(6), pp. 1391-1399.
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, Washington D.C., USA: United States Department of Agriculture.
- Sollenberger, L. E., Kohmann, M. M., Dubeux Jr., J. C. B. & Silveira, M. L., 2019. Grassland management affects delivery of regulating and supporting ecosystem services. *Crop Science*, 59(2), pp. 441-459.
- Soussana, J. F. & Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volumen 190, pp. 9-17.
- Soussana, J. F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T. & Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil use and management*, 20(2), pp. 219-230.
- Soussana, J. F., Tallec, T. & Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4(3), pp. 334-350.
- Št'astná, P., Klimeš, L. & Klimešová, J., 2010. Biological flora of Central Europe: *Rumex alpinus* L. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(1), pp. 67-79.
- Standish, R. J., Cramer, V. A. & Hobbs, R. J., 2008. Land-use legacy and the persistence of invasive *Avena barbata* on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), pp. 1576-1583.
- Standish, R. J., Cramer, V. A., Hobbs, R. J. & Kobryn, H. T., 2006. Legacy of land-use evident in soils of Western Australia's wheatbelt. *Plant and Soil*, Volumen 280, pp. 189-207.
- Stewart, A. V., 1996. *Plantain (Plantago lanceolata)-a potential pasture species*. Oamaru, Nueva Zelanda, New Zealand Grassland Association Inc., pp. 77-86.
- Stewart-Wade, S. M., Neumann, S. & Collins, L. L. B. G. J., 2002. The biology of Canadian weeds. 117. *Taraxacum officinale* GH Weber ex Wiggers. *Canadian journal of plant science*, 82(4), pp. 825-853.

- Stuefer, J. F., Van Hulzen, J. B. & During, H. J., 2002. A genotypic trade-off between the number and size of clonal offspring in the stoloniferous herb *Potentilla reptans*. *Journal of Evolutionary Biology*, 15(5), pp. 880-884.
- Svenning, J. C., 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation*, 104(2), pp. 133-148.
- Taboada, M. A. & Álvarez, C. R., 2008. *Fertilidad Física de los Suelos*. Buenos Aires, Argentina: Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Taboada, M. A., Rubio, G., Chaneton, E. J., Hatfield, J. L. & Sauer, T. J., 2011. Grazing impacts on soil physical, chemical, and ecological properties in forage production systems. En: J. L. Hatfield & T. J. Sauer, edits. *Soil management: building a stable base for agriculture*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, pp. 301-320.
- Tasser, E. & Tappeiner, U., 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5(2), pp. 173-184.
- Thomas, G. W., 1996. Soil pH and soil acidity. En: D. L. Sparks, y otros edits. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical Methods*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, pp. 475-490.
- Thompson, J. D. & Turkington, R., 1988. The biology of Canadian weeds. 82. *Holcus lanatus* L. *The biology of Canadian weeds. 82. Holcus lanatus L.*, 68(1), pp. 131-147.
- Thompson, K., Parkinson, J. A., Band, S. R. & Spencer, R. E., 1997. A comparative leaf study of leaf nutrient concentrations in a regional herbaceous flora. *New Phytologist*, Volumen 4, pp. 679-689.
- Tomasic, M., Zgorelec, Z., Jurisic, A. & Kistic, I., 2013. Cation exchange capacity of dominant soil types in the Republic of Croatia. *Journal of Central European Agriculture*, 14(3), pp. 84-89.
- Trueba, C., Millan, R., Schmid, T., Lago, C., Roquero, C. & Magister, M., 1999. Base de Datos de Propiedades Edafológicas de los Suelos Españoles. Volumen XV-Aragón. *Informes Técnicos CIEMAT*, Volumen 914.
- Trueba, C., Millan, R., Schmid, T., Roquero, C. & Magister, M., 1998. Base de Datos de Propiedades Edafológicas de los Suelos Españoles Volumen II.- Asturias, Cantabria y País Vasco. *Informes Técnicos CIEMAT*, Volumen 857.
- Turkington, R. & Burdon, J. J., 1983. The biology of Canadian weeds: 57. *Trifolium repens* L.. *Canadian Journal of Plant Science*, 63(1), pp. 243-266.

- Tüxen, R. & Oberdofer, E., 1958. Die Pflanzenwelt Spaniens. II. Eurosiberische Phanerogamen-Gesellschaften Spaniens. *Veröff. Ver. Geobot. Inst. E.T.H. Stiftung Rübel Zürich*, Volumen 32, pp. 1-328.
- Twarakavi, N. K. C., Sakai, M. & Šimůnek, J., 2009. An objective analysis of the dynamic nature of field capacity. *Water Resources Research*, 45(10).
- Ulén, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H. P. & Tunney, H., 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use Management*, Volumen 23, pp. 5-15.
- USDA, 2008. *Soil Quality Indicators*. Washington, DC, USA, 20250:United States of Agricultural Department Natural Resources Conservation Service.
- Van Andel, T. H. & Tzedakis, P. C., 1996. Palaeolithic landscapes of Europe and environs, 150,000-25,000 years ago: an overview. *Quaternary science reviews*, 15(6), pp. 481-500.
- Van der Maarel, E., 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, Volumen 39, pp. 97-114.
- Van Diepen, M. & Franses, P. H., 2006. Evaluating chi-squared automatic interaction detection. *Information Systems*, 31(8), pp. 814-831.
- Vera, A. L. A., 2001. El boro como nutriente esencial. *Horticultura: Revista de industria, distribución y socioeconomía hortícola: frutas, hortalizas, flores, plantas, árboles ornamentales y viveros*, Volumen 155, pp. 36-47.
- Verloove, F., Déniz Suárez, E. A. & Salas Pascual, M., 2020. New records of non-native vascular plants in Gran Canaria (Spain, Canary Islands). *Flora Mediterranea*, Volumen 30, pp. 121-136.
- Vieira, A., Pedrosa, A. S., Cunha, L. & Bento-Gonçalves, A., 2015. Vestígios de glaciação nas serras do NW de Portugal continental: síntese dos conhecimentos atuais e perspectivas de investigação. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 16(1), pp. 79-87.
- Vlad, C., Dincă, L., Onet, C. & Onet, A., 2017. Collection species from *Potentilla* genus. *Natural Resources and Sustainable Development*, Volumen 9, pp. 27--34.

- Wala, M., Kołodziejek, J., Mazur, J. & Cienkowska, A., 2021. Reactions of two xeric-congeneric species of *Centaurea* (Asteraceae) to soils with different pH values and iron availability. *PeerJ*, Volumen 9.
- Wardle, D. A., Walker, L. R. & Bardgett, R. D., 2004. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. *Science*, 305(5683), pp. 509-513.
- Wattel-Koekkoek, E. J. W., Buurman, P., Van Der Plicht, J., Wattel, E. & Van Breemen, N., 2003. Mean residence time of soil organic matter associated with kaolinite and smectite. *European journal of soil science*, 54(2), pp. 269-278.
- Weaver, S. E. & Riley, W. R., 1982. The biology of Canadian weeds: 53. *Convolvulus arvensis* L.. *Canadian Journal of Plant Science*, 62(2), pp. 461-472.
- Weller, S., Florentine, S., Chauhan, B. S., Mahmood, A. & Florentine, A., 2019. Effects of various ecological factors on the germination of two crop and pasture weed species, *Vulpia bromoides* and *Vulpia myuros*. *New Zealand Plant Protection*, Volumen 72, pp. 135-146.
- Weng, E. & Luo, Y., 2008. Soil hydrological properties regulate grassland ecosystem responses to multifactor global change: A modeling analysis. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, Volumen 113.
- Weryszko-Chmielewska, E. & Chwil, M., 2006. Nutritive for insects attractants in *Asphodelus albus* Miller flowers. *Acta Agrobotanica*, 59(1), p. 155–164.
- Wheeler, B. R. & Hutchings, M. J., 2002. *Phyteuma spicatum* L. *Journal of Ecology*, 90(3), pp. 581-591.
- Williams, P. H. & Haynes, R. J., 1990. Influence of improved pastures and grazing animals on nutrient cycling within New Zealand soils. *New Zealand journal of ecology*, Volumen 14, pp. 49-57.
- Wolff, A. & Fabre, P., 2004. *Transhumant sheep systems of South-eastern France, with special reference to long-distance transhumance from the plain of the Crau to the Alps*. Wageningen, Países Bajos, ALTErrA in collaboration with IALE, pp. 113-132.
- Woodruff, W. F. & Revil, A., 2011. CEC-normalized clay-water sorption isotherm. *Water Resources Research*, 47(11).

Wrbka, T., Peterseil, J. & Schmitzberger, I., 2004. *History and current state of transhumance in the Austrian Alps*. Wageningen, Países Bajos, ALTERNIA in collaboration with IALE, pp. 93-112.

Yost, J. L. & Hartemink, A. E., 2019. Soil organic carbon in sandy soils: A review. *Advances in agronomy*, Volumen 158, pp. 217-310.

Yuan, T. L., Gammon Jr, N. & Leighty, R. G., 1967. Relative contribution of organic and clay fractions to cation-exchange capacity of sandy soils from several soil groups. *Soil Science*, 104(2), pp. 123--128.

Zelnik, I. & Čarni, A., 2008. Wet meadows of the alliance Molinion and their environmental gradients in Slovenia. *Biologia*, 63(2), pp. 187-196.

Zelnik, I. & Čarni, A., 2013. Plant species diversity and composition of wet grasslands in relation to environmental factors. *Biodiversity and conservation*, 22(10), pp. 2179-2192.

ANEXOS

ANEXO I. Tablas.

Tabla I.1. Tabla de Coeficientes de correlación de Pearson para las relaciones significativas entre los nutrientes foliares y las propiedades edáficas de la zona de Picos de Europa.

* significativo al $p < 0,05$; ** significativo al $p < 0,01$.

	pH ¹	MO ²	N	CN	P ³	Cationes ⁴					CICE ⁴	Ca:Mg
						Ca	K	Mg	Na	Al		
PFM												-0,492*
CaFM	-0,498*		0,418*		0,399*					0,514**		
MgFM	-0,503*								-0,509**	0,473*		
KFM		0,571**					0,444*					
PFL												-0,470*
CaFL								-0,411*				
MgFL									-0,509**	0,408*		0,436*
KFL		0,523**					0,451*					
CaFG			0,446*									-0,557**
MgFG												-0,547**
KFG		0,460*						0,515**				
PFO												-0,474*
CaFO	-0,421*									0,422*		
MgFO	-0,419*								-0,510**			-0,495*
KFO		0,446*						0,472*				

¹pH (H₂O) relación suelo:disolución (1:2,5); ² Materia orgánica; ³ Fósforo asimilable medido en mg kg⁻¹; ⁴ Cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónica efectiva, medidos en cmol+ kg⁻¹; PFM: media del fósforo foliar en los tres grupos de familias; CaFM: media del calcio foliar en los tres grupos de familias; MgFM: media del magnesio foliar en los tres grupos de familias; KFM: media del potasio foliar en los tres grupos de familias; PFL: media del fósforo foliar en Leguminosas; CaFL: media del calcio foliar en Leguminosas; MgFL: media del magnesio foliar en Leguminosas; KFL: media del potasio foliar en Leguminosas; CaFG: media del calcio foliar en Gramíneas; MgFG: media del magnesio foliar en Gramíneas; KFG: media del potasio foliar en Gramíneas; PFO: media del fósforo foliar en Otras familias; CaFO: media del calcio foliar en Otras familias; MgFO: media del magnesio foliar en Otras familias; KFO: media del potasio foliar en Otras familias.

Tabla 1.2. Valores del test U de Mann-Whitney y significaciones bilaterales para las comparaciones entre las cuatro zonas de muestreo de las variables edáficas.

	ZONAS COMPARADAS	U de Mann-Whitney	Significación bilateral
pH	Picos-Aragón	45,500	0,000
	Picos-Francia	111,500	0,005
	Picos-Portugal	200,500	0,000
	Aragón-Francia	0,000	0,000
	Aragón-Portugal	0,000	0,000
	Francia-Portugal	214,000	0,006
Conductividad	Picos-Aragón	165,000	0,000
	Picos-Francia	26,500	0,000
	Picos-Portugal	27,000	0,000
Materia orgánica	Picos-Francia	58,000	0,000
	Picos- Aragón	141,000	0,000
	Aragón-Portugal	320,000	0,000
	Francia-Portugal	120,000	0,000
N total	Picos-Aragón	38,000	0,000
	Picos-Francia	29,000	0,000
	Picos-Portugal	203,000	0,000
	Aragón-Portugal	623,000	0,000
	Francia-Portugal	233,500	0,015
C/N	Picos-Aragón	155,000	0,000
	Picos-Francia	61,000	0,000
	Picos-Portugal	122,000	0,000
	Aragón-Portugal	623,000	0,000
P dsiponible	Picos-Aragón	49,000	0,000
	Picos-Francia	3,000	0,000
	Picos-Portugal	72,000	0,000
	Aragón-Francia	284,500	0,021
Ca intercambiable	Picos-Francia	47,000	0,000
	Picos-Portugal	67,00	0,000
	Aragón-Francia	81,000	0,000
	Aragón-Portugal	126,000	0,000
K intercambiable	Picos-Aragón	79,000	0,000
	Picos-Francia	23,000	0,000
	Picos-Portugal	144,000	0,000
	Aragón-Portugal	681,000	0,002
	Francia-Portugal	194,500	0,002
Mg intercambiable	Picos-Aragón	250,000	0,000
	Aragón-Francia	181,000	0,000
	Aragón-Portugal	593,500	0,000
Na intercambiable	Picos-Aragón	0,000	0,000
	Picos-Francia	5,000	0,000
	Picos-Portugal	0,000	0,000
Al intercambiable	Picos-Aragón	1,000	0,000
	Aragón-Francia	0,000	0,000
	Aragón-Portugal	4,000	0,000
CICE	Picos-Aragón	443,000	0,041
	Picos-Francia	84,000	0,001
	Picos-Portugal	143,000	0,000
	Aragón-Francia	250,000	0,000
	Aragón-Portugal	377,000	0,000
	Francia-Portugal	234,000	0,016
Ca:Mg	Picos-Aragón	239,000	0,000
	Picos-Francia	58,000	0,000
	Picos-Portugal	38,000	0,000

	Aragón-Portugal	453,000	0,000
	Francia-Portugal	221,000	0,009
K:Mg	Picos-Aragón	192,000	0,000
	Picos-Francia	20,000	0,000
	Picos-Portugal	171,000	0,000
	Aragón-Francia	181,000	0,000
	Francia-Portugal	194,500	0,002
ACCE	Picos-Aragón	307,000	0,000
	Picos-Francia	119,000	0,008
	Picos-Portugal	216,5000	0,000
	Aragón-Portugal	770,500	0,018
	Francia-Portugal	216,500	0,007
ARENA	Picos-Aragón	53,000	0,000
	Picos-Francia	17,000	0,000
	Picos-Portugal	64,000	0,000
ARCILLA	Picos-Aragón	147,000	0,000
	Picos-Francia	48,000	0,000
	Picos-Portugal	151,000	0,000
Índice de Bouyoucos	Picos-Aragón	51,000	0,000
	Picos-Francia	15,000	0,000
	Picos-Portugal	68,000	0,000
Boro asimilable	Picos-Aragón	427,000	0,026
	Aragón-Portugal	666,500	0,002
Densidad aparente	Picos-Aragón	63,500	0,000
	Picos-Francia	19,500	0,000
	Picos-Portugal	110,000	0,000
Capacidad de campo	Picos-Aragón	42,000	0,000
	Picos-Francia	14,000	0,000
	Picos-Portugal	95,000	0,000
Punto de marchitez permanente	Picos-Aragón	133,000	0,000
	Picos-Francia	42,000	0,000
	Picos-Portugal	143,000	0,000
Capacidad de retención de agua disponible	Picos-Aragón	87,000	0,000
	Picos-Francia	27,000	0,000
	Picos-Portugal	71,000	0,000
Saturación	Picos-Aragón	67,000	0,000
	Picos-Francia	20,000	0,000
	Picos-Portugal	112,000	0,000
Tasa de drenaje	Picos-Aragón	146,000	0,000
	Picos-Francia	46,000	0,000
	Picos-Portugal	150,000	0,000

ANEXO II. INVENTARIOS DE VEGETACIÓN.

ANEXO II.1. Inventarios de vegetación de la zona de Picos de Europa.

Tabla II.1.1. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Angón.

Especie	ANGÓN 1	ANGÓN 2	ANGÓN 3	ANGÓN 4	ANGÓN 5
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>	1	1	1	+	+
<i>Heracleum sphondylium</i> subsp. <i>pyrenaicum</i>			+	+	+
<i>Agrostis stolonifera</i>	+		+	+	+
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>	1	+	+	1	+
<i>Lotus pedunculatus</i>		1	2	+	1
<i>Plantago media</i>	1	1	+	+	+
<i>Ranunculus repens</i>	2	1		+	1
<i>Lolium multiflorum</i>		1		+	2
<i>Urtica dioica</i>	+	+	+		
<i>Equisetum telmateia</i>			1		+
<i>Filipendula ulmaria</i>			+		+
<i>Juncus effusus</i>		+			+
<i>Polygonum persicaria</i>				+	+
<i>Bromus racemosus</i>			1		
<i>Glyceria fluitans</i>					+
<i>Rhinanthus angustifolius</i> subsp. <i>grandiflorus</i>	+				
<i>Dactylis glomerata</i>	2	3	1	1	2
<i>Trifolium pratense</i>	2	1	3	2	2
<i>Trifolium repens</i>	3	3	2	3	3
<i>Plantago lanceolata</i>	3	4	4	4	4
<i>Trisetum flavescens</i>		1	1	1	1
<i>Cynosurus cristatus</i>		2	2	2	1
<i>Holcus lanatus</i>	4	2	4	3	2
<i>Bromus hordeaceus</i>	1		+	1	1
<i>Centaurea nigra</i>	1	3	3	2	2
<i>Crepis capillaris</i>	1		2	2	2
<i>Agrostis capillaris</i>	3	3	3	2	3
<i>Lolium perenne</i>	2	3	2	2	2
<i>Knautia arvensis</i>	+		1	+	

Especie	ANGÓN 1	ANGÓN 2	ANGÓN 3	ANGÓN 4	ANGÓN 5
<i>Lathyrus pratensis</i>		1	1		1
<i>Phleum pratense</i>	3	1	2	1	1
<i>Ranunculus acris subsp. despectus</i>	2	2	1	2	2
<i>Rumex acetosa</i>	1		+	+	
<i>Linum bienne</i>				2	
<i>Lotus corniculatus</i>				2	2
<i>Hypochaeris radicata</i>		1	2	1	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		1	1	+	
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i>	+		+		
<i>Leontodon hispidus</i>	+		2	2	2
<i>Astrantia major</i>		+			1
<i>Daucus carota</i>		+	3	1	+
<i>Taraxacum gr. officinale</i>	1	1		2	2
<i>Festuca nigrescens</i>		+			
<i>Prunella vulgaris</i>		1	+		1
<i>Medicago lupulina</i>		+		1	
<i>Poa pratensis</i>	1	1			
<i>Festuca pratensis</i>					+
<i>Poa trivialis</i>			+		
<i>Alchemilla xanthochlora</i>					+
<i>Campanula patula</i>				+	
<i>Polygonum bistorta</i>		+			
<i>Succisa pratensis</i>		+			
<i>Geranium dissectum</i>	1				
<i>Geranium pyrenaicum</i>	+				+
<i>Rumex obtusifolius</i>	+	+	+	+	1
<i>Sherardia arvensis</i>				+	
<i>Vicia sativa</i>	+				
<i>Euphrasia stricta</i>			+	1	
<i>Galeopsis tetrahit</i>			+		
<i>Galium aparine</i>	+				
<i>Helleborus viridis subsp. occidentalis</i>					+
<i>Potentilla erecta</i>		+	1		
<i>Rumex crispus</i>		+			
<i>Veronica chamaedrys</i>		+			
<i>Arctium minus</i>	+				
<i>Ranunculus bulbosus</i>				+	

Especie	ANGÓN 1	ANGÓN 2	ANGÓN 3	ANGÓN 4	ANGÓN 5
<i>Rumex pulcher</i>	2				
<i>Senecio duriaei</i> (<i>S. nebrodensis</i>)			+		
<i>Sisymbrium officinale</i>	1				
<i>Sonchus asper</i> subsp. <i>asper</i>	+				
<i>Torilis nodosa</i>	+				

Tabla II.1.2. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Sotres.

Especie	SOTRES 1	SOTRES 2	SOTRES 3	SOTRES 4	SOTRES 5
<i>Arrhenatherum elatius subsp. bulbosum</i>	3		2	1	1
<i>Sanguisorba minor</i>	3		3		2
<i>Prunella grandiflora subsp. pyrenaica</i>	+	1	+	+	1
<i>Heracleum sphondylium subsp. pyrenaicum</i>	+		+	+	+
<i>Rhinanthus minor</i>				+	
<i>Viola cornuta</i>	1			1	+
<i>Pimpinella major</i>			+	+	
<i>Cerastium fontanum subsp. vulgare</i>			+		
<i>Achillea millefolium</i>	1	3	2	1	
<i>Anthemis arvensis</i>					
<i>Briza media</i>	1	1	1		2
<i>Galium verum</i>				1	
<i>Rhinanthus angustifolius subsp. grandiflorus</i>	2	3	2	2	2
<i>Trifolium campestre</i>				3	
<i>Trifolium dubium</i>	+		1	+	
<i>Tragopogon pratensis</i>	+	+		1	
<i>Dactylis glomerata</i>	3	1	2	2	2
<i>Trifolium pratense</i>	2	2	2	2	3
<i>Trifolium repens</i>	2	3	3	2	2
<i>Plantago lanceolata</i>	2	3	3	3	3
<i>Trisetum flavescens</i>	2	1	2	3	3
<i>Cynosurus cristatus</i>	2	1	2	2	1
<i>Holcus lanatus</i>	3	3	3	4	1
<i>Bromus hordeaceus</i>	1	1	1	2	
<i>Centaurea nigra</i>	1	1	2	1	1
<i>Crepis capillaris</i>	1	1	2	1	
<i>Agrostis capillaris</i>	3	3	2	3	3
<i>Lolium perenne</i>			1	1	
<i>Knautia arvernensis</i>	1		2		1
<i>Lathyrus pratensis</i>	2		1	2	1
<i>Phleum pratense</i>	+		1	1	
<i>Ranunculus acris subsp. despectus</i>	2	+	2	2	1
<i>Rumex acetosa</i>		1	+	1	
<i>Linum bienne</i>			+	1	
<i>Lotus corniculatus</i>	1	1	2	1	3
<i>Hypochaeris radicata</i>		+	1		

Especie	SOTRES 1	SOTRES 2	SOTRES 3	SOTRES 4	SOTRES 5
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	+	1	1	
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i>					
<i>Leontodon hispidus</i>	1	+			+
<i>Astrantia major</i>	1		1		2
<i>Taraxacum gr. officinale</i>	+	+	+	+	
<i>Festuca nigrescens</i>	1		1		+
<i>Prunella vulgaris</i>			+		
<i>Poa pratensis</i>		+			
<i>Vicia cracca</i>	1		+		
<i>Plantago major</i>			+		+
<i>Stellaria graminea</i>	+	1	+	+	
<i>Festuca pratensis</i>			1		
<i>Poa trivialis</i>	2				
<i>Euphrasia hirtella</i>		+			+
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	1			+	
<i>Bellis perennis</i>			+		
<i>Campanula patula</i>					+
<i>Angelica major</i>		+			
<i>Dactylorhiza maculata</i>	+				
<i>Equisetum palustre</i>			+		
<i>Platanthera chlorantha</i>					+
<i>Polygonum bistorta</i>					+
<i>Geranium dissectum</i>	+				
<i>Geranium pyrenaicum</i>		1	+		
<i>Anthemis arvensis</i>					
<i>Asphodelus albus</i>	+	+	+		+
<i>Cerastium pumilum</i>	+	+	+		
<i>Clinopodium vulgare</i>			+	1	1
<i>Cynosurus echinatus</i>	+				
<i>Echium vulgare</i>			+		
<i>Malva sylvestris</i>		1	+	+	
<i>Rumex obtusifolius</i>	+		+		
<i>Xiphion latifolium</i>					+
<i>Chaerophyllum aureum</i>	+			+	
<i>Rumex aquitanicus</i>	+	+			
<i>Ballota nigra subsp. foetida</i>			+	+	
<i>Cruciata laevipes</i>	+	1	+	+	

Especie	SOTRES 1	SOTRES 2	SOTRES 3	SOTRES 4	SOTRES 5
<i>Silene vulgaris</i>			+		
<i>Pimpinella saxifraga</i>		+			+
<i>Stachys officinalis</i>		1	+		
<i>Aira caryophylla</i>		+			
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>			+		
<i>Eryngium bourgatii</i>			+		
<i>Galeopsis tetrahit</i>				+	
<i>Galium aparine</i>	+				
<i>Rumex crispus</i>				+	
<i>Thesium pyrenaicum</i>					+
<i>Tragopogon dubius</i>			+		
<i>Veronica arvensis</i>		+			
<i>Veronica chamaedrys</i>		+			
<i>Brachypodium pinnatum subsp. rupestre</i>		+			
<i>Campanula glomerata</i>	+				
<i>Crepis lampsanoides</i>	+				
<i>Jasione montana</i>		+			
<i>Linum catharticum</i>			+		
<i>Picris hieracioides</i>	1				
<i>Polygala vulgaris</i>					+
<i>Trollius europaeus</i>					+
<i>Avenula sulcata subsp. sulcata</i>		1			

Tabla II.1.3. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Liébana.

Especie	LIÉBANA 1	LIÉBANA 2	LIÉBANA 3	LIÉBANA 4	LIÉBANA 5
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>	3	2	2	3	1
<i>Sanguisorba minor</i>	1	2	1	+	2
<i>Prunella grandiflora</i> subsp. <i>pyrenaica</i>	+	+	+		
<i>Malva moschata</i>	1		1	+	+
<i>Rhinanthus minor</i>		+		1	
<i>Lotus pedunculatus</i>				+	
<i>Achillea millefolium</i>	1	1	+	1	+
<i>Anthemis arvensis</i>	2	2	3	3	+
<i>Briza media</i>	+	+			1
<i>Galium verum</i>	+	+		1	+
<i>Rhinanthus angustifolius</i> subsp. <i>grandiflorus</i>	1	1	2		2
<i>Trifolium campestre</i>	+				1
<i>Trifolium dubium</i>	+	1	+		1
<i>Tragopogon pratensis</i>				+	
<i>Dactylis glomerata</i>	1	1	1	2	1
<i>Trifolium pratense</i>	3	2	2	3	1
<i>Trifolium repens</i>	2	1	2	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>	2	1	2	1	2
<i>Trisetum flavescens</i>	1	1	1	2	1
<i>Cynosurus cristatus</i>	1	1	1	1	3
<i>Holcus lanatus</i>	3	3	+	2	2
<i>Bromus hordeaceus</i>	3	3	2	3	2
<i>Centaurea nigra</i>	+	1	+	1	1
<i>Crepis capillaris</i>	+	1	1	1	1
<i>Agrostis capillaris</i>	3	3	2		2
<i>Lolium perenne</i>	1	1	1	2	2
<i>Knautia arvensis</i>	+	+	+	1	1
<i>Lathyrus pratensis</i>			+	1	+
<i>Phleum pratense</i>	+	+	+		
<i>Ranunculus acris</i> subsp. <i>despectus</i>					1
<i>Rumex acetosa</i>	+	+		+	+
<i>Linum bienne</i>	1	1	3	2	3
<i>Lotus corniculatus</i>	1	2	+	1	1
<i>Hypochaeris radicata</i>	+		+	1	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+		+		2
<i>Crepis vesicaria</i> subsp. <i>taraxacifolia</i>	+		+		

Especie	LIÉBANA 1	LIÉBANA 2	LIÉBANA 3	LIÉBANA 4	LIÉBANA 5
<i>Daucus carota</i>	+		1	+	+
<i>Festuca nigrescens</i>			1		1
<i>Medicago lupulina</i>				+	
<i>Poa pratensis</i>		1			
<i>Vicia cracca</i>			3	1	
<i>Plantago major</i>				+	1
<i>Gaudinia fragilis</i>					1
<i>Geranium dissectum</i>	+	+	+	1	1
<i>Geranium pyrenaicum</i>		+		1	
<i>Anthemis arvensis</i>	2	2	3	3	+
<i>Asphodelus albus</i>	+				
<i>Cerastium pumilum</i>	+	+			
<i>Clinopodium vulgare</i>	+		+		
<i>Cynosurus echinatus</i>	+	1	1	+	
<i>Echium vulgare</i>	1	+	1	1	+
<i>Malva sylvestris</i>	1	1		1	
<i>Sherardia arvensis</i>	+	+	+	+	
<i>Xiphion latifolium</i>		+			
<i>Rumex aquitanicus</i>		+			
<i>Convolvulus arvensis</i>			3	3	
<i>Cirsium arvense</i>				+	
<i>Geranium sanguineum</i>				+	
<i>Vicia sativa</i>		+			
<i>Ballota nigra subsp. foetida</i>		+			
<i>Bromus sterilis</i>	+				
<i>Cirsium pannonicum</i>			+	+	
<i>Euphrasia stricta</i>	+		+		
<i>Silene vulgaris</i>		1			
<i>Agrimonia eupatoria</i>			+		
<i>Geranium columbinum</i>	+				
<i>Aira caryophyllea</i>	+				
<i>Bromopsis erecta (Bromus erectus)</i>			2		
<i>Carduus nutans var. phyllolepis</i>			+	+	
<i>Erodium cicutarium</i>	1			1	
<i>Helianthemum nummularium</i>	+				
<i>Ononis spinosa subsp. spinosa</i>				1	
<i>Petrorhagia nanteuilii</i>	+	+			

Especie	LIÉBANA 1	LIÉBANA 2	LIÉBANA 3	LIÉBANA 4	LIÉBANA 5
<i>Verbena officinalis</i>				1	
<i>Veronica arvensis</i>	+				
<i>Bromus arvensis</i>					1
<i>Dianthus deltooides</i>	+				
<i>Holcus mollis</i>		1			
<i>Lepidium heterophyllum</i>		+			
<i>Medicago polymorpha</i>				+	
<i>Sisymbrium austriacum subsp. chrysanthum</i>		+			
<i>Thymus pulegioides</i>			+		
<i>Trifolium ochroleucon</i>	+				
<i>Vulpia myuros</i>				+	

Tabla II.1.4. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Soto de Sajambre.

Especie	SOTO DE				
	SAJAMBRE	SAJAMBRE	SAJAMBRE	SAJAMBRE	SAJAMBRE
	1	2	3	4	5
<i>Arrhenatherum elatius</i> <i>subsp. bulbosum</i>	1	2	2	1	3
<i>Sanguisorba minor</i>	3	3	3		+
<i>Prunella grandiflora</i> <i>subsp. pyrenaica</i>	+		1		+
<i>Heracleum sphondylium</i> <i>subsp. pyrenaicum</i>		+			1
<i>Malva moschata</i>		+			
<i>Rhinanthus minor</i>	2	1	+	1	
<i>Viola cornuta</i>			+		
<i>Crepis pyrenaica</i>			+		+
<i>Lotus pedunculatus</i>				1	
<i>Plantago media</i>	+				
<i>Ranunculus repens</i>				+	+
<i>Achillea millefolium</i>	2	1	1	2	2
<i>Anthemis arvensis</i>		1		1	+
<i>Briza media</i>	1		1		
<i>Rhinanthus angustifolius</i> <i>subsp. grandiflorus</i>			2		2
<i>Trifolium campestre</i>	3	2	1	1	1
<i>Tragopogon pratensis</i>	+		+		
<i>Dactylis glomerata</i>	2	1	1	1	3
<i>Trifolium pratense</i>	2	3	3	3	2
<i>Trifolium repens</i>	3	2	3	3	3
<i>Plantago lanceolata</i>	3	3	3	3	3
<i>Trisetum flavescens</i>	2	3	3	2	2
<i>Cynosurus cristatus</i>	2	2	2	1	2
<i>Holcus lanatus</i>	3	3	2	1	3
<i>Bromus hordeaceus</i>	1	3	2	3	3
<i>Centaurea nigra</i>	2	1	1	1	2
<i>Crepis capillaris</i>	3	3		+	3
<i>Agrostis capillaris</i>		2	3	2	3
<i>Lolium perenne</i>	1	1		1	
<i>Knautia arvernensis</i>	2	3	1		2
<i>Lathyrus pratensis</i>		2	1	+	+
<i>Phleum pratense</i>	+	+	1	3	+
<i>Ranunculus acris subsp.</i> <i>despectus</i>	2	1	1	1	2
<i>Rumex acetosa</i>	+	+			+

Especie	SOTO DE SAJAMBRE 1	SOTO DE SAJAMBRE 2	SOTO DE SAJAMBRE 3	SOTO DE SAJAMBRE 4	SOTO DE SAJAMBRE 5
<i>Linum bienne</i>	1	1	1	1	1
<i>Lotus corniculatus</i>	2	2	2		3
<i>Hypochaeris radicata</i>	1	1		1	1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			1		+
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i>		1		1	1
<i>Leontodon hispidus</i>	1	1	+	+	+
<i>Astrantia major</i>	2		1		
<i>Daucus carota</i>				+	
<i>Taraxacum gr. officinale</i>					1
<i>Festuca nigrescens</i>		+			
<i>Prunella vulgaris</i>		+		+	
<i>Poa pratensis</i>				1	
<i>Plantago major</i>			1		
<i>Poa trivialis</i>				2	1
<i>Euphrasia hirtella</i>			+		
<i>Leucanthemum ircutianum subsp. cantabricum</i>	1		+		
<i>Geranium dissectum</i>				+	1
<i>Anthemis arvensis</i>		1		1	+
<i>Asphodelus albus</i>	1	+	1		
<i>Cerastium pumilum</i>			+		
<i>Clinopodium vulgare</i>			+		
<i>Echium vulgare</i>		+	1		+
<i>Malva sylvestris</i>		1			1
<i>Rumex obtusifolius</i>				1	1
<i>Sherardia arvensis</i>		+			+
<i>Xiphion latifolium</i>		+	+		+
<i>Chaerophyllum aureum</i>		+			
<i>Rumex aquitanicus</i>					+
<i>Convolvulus arvensis</i>				1	+
<i>Campanula rapunculus</i>	+		+		
<i>Cirsium arvense</i>		1		+	
<i>Hypericum perforatum</i>	+	+	+		
<i>Silene vulgaris</i>	+				
<i>Agrimonia eupatoria</i>				+	
<i>Stachys officinalis</i>	1				

Especie	SOTO DE SAJAMBRE 1	SOTO DE SAJAMBRE 2	SOTO DE SAJAMBRE 3	SOTO DE SAJAMBRE 4	SOTO DE SAJAMBRE 5
<i>Allium oleraceum</i>	1		1		
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	+				
<i>Bromopsis erecta (Bromus erectus)</i>	1				
<i>Ononis spinosa subsp. spinosa</i>			1		
<i>Stachys recta</i>			+		
<i>Thesium pyrenaicum</i>					+
<i>Tragopogon dubius</i>					+
<i>Vicia tenuifolia</i>		1			
<i>Angelica sylvestris</i>		+			
<i>Mentha suaveolens</i>				+	
<i>Myrrhoides nodosa</i>		+			
<i>Thalictrum minus</i>			2		
<i>Valerianella rimosa</i>		+			

Tabla II.1.5. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Valdeón.

Especie	VALDEÓN 1	VALDEÓN 2	VALDEÓN 3	VALDEÓN 4	VALDEÓN 5
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>	2	3	3	2	3
<i>Sanguisorba minor</i>		3	3	3	
<i>Prunella grandiflora</i> subsp. <i>pyrenaica</i>		+		+	
<i>Heracleum sphondylium</i> subsp. <i>pyrenaicum</i>	+	1	+		2
<i>Malva moschata</i>	+	1			+
<i>Rhinanthus minor</i>	+				
<i>Lotus pedunculatus</i>	1	1			
<i>Urtica dioica</i>					+
<i>Bromus racemosus</i>			+		
<i>Achillea millefolium</i>	1	+			
<i>Anthemis arvensis</i>	1		2		1
<i>Briza media</i>			1	+	
<i>Galium verum</i>	1	1	1		
<i>Rhinanthus angustifolius</i> subsp. <i>grandiflorus</i>		3	3	2	2
<i>Trifolium campestre</i>		1	2		
<i>Trifolium dubium</i>	+	1			1
<i>Tragopogon pratensis</i>			+	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>	1	2	2	2	2
<i>Trifolium pratense</i>	3	3	2	3	3
<i>Trifolium repens</i>	3	3	2	2	3
<i>Plantago lanceolata</i>	3	3	2	3	4
<i>Trisetum flavescens</i>	3	2	1	2	1
<i>Cynosurus cristatus</i>	1	3	3	2	2
<i>Holcus lanatus</i>	1		2	2	3
<i>Bromus hordeaceus</i>	2	2		2	3
<i>Centaurea nigra</i>		1			+
<i>Crepis capillaris</i>	1	2	3	2	2
<i>Agrostis capillaris</i>		2			1
<i>Lolium perenne</i>	3	1	1	+	2
<i>Knautia arvensis</i>	1	2	3	2	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	1	2		1
<i>Phleum pratense</i>			1		1
<i>Ranunculus acris</i> subsp. <i>despectus</i>		+		+	
<i>Rumex acetosa</i>	+	1	1	1	+
<i>Linum bienne</i>		2	2	2	2

Especie	VALDEÓN 1	VALDEÓN 2	VALDEÓN 3	VALDEÓN 4	VALDEÓN 5
<i>Lotus corniculatus</i>				3	
<i>Hypochaeris radicata</i>		+		+	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		2		+	1
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i>	+	+	1	1	+
<i>Astrantia major</i>		+	+	+	
<i>Daucus carota</i>				2	
<i>Taraxacum gr. officinale</i>		+			
<i>Festuca nigrescens</i>			1		1
<i>Prunella vulgaris</i>		+		1	
<i>Medicago lupulina</i>	+	1	1	2	
<i>Poa pratensis</i>				2	1
<i>Vicia cracca</i>	+			+	1
<i>Plantago major</i>				1	
<i>Stellaria graminea</i>		+			+
<i>Festuca pratensis</i>			1	2	
<i>Bellis perennis</i>				+	
<i>Anthyllis vulneraria subsp. alpestris</i>			+	+	
<i>Colchicum autumnale</i>			+		
<i>Geranium dissectum</i>	1	+	+	1	1
<i>Geranium pyrenaicum</i>	+	+		+	+
<i>Anthemis arvensis</i>	1		2		1
<i>Clinopodium vulgare</i>		1			
<i>Cynosurus echinatus</i>	+		1	+	
<i>Echium vulgare</i>		+	+	2	+
<i>Malva sylvestris</i>	+			+	
<i>Sherardia arvensis</i>	+				
<i>Xiphion latifolium</i>			1		
<i>Chaerophyllum aureum</i>	1		1		1
<i>Rumex aquitanicus</i>	+				+
<i>Convolvulus arvensis</i>	1				+
<i>Campanula rapunculus</i>		+	+		+
<i>Cirsium arvense</i>	+				+
<i>Geranium sanguineum</i>		+	1	+	+
<i>Vicia sativa</i>	+				+
<i>Ballota nigra subsp. foetida</i>				2	
<i>Bromus sterilis</i>		+	1	1	
<i>Cirsium pannonicum</i>			+	+	

Especie	VALDEÓN 1	VALDEÓN 2	VALDEÓN 3	VALDEÓN 4	VALDEÓN 5
<i>Hypericum perforatum</i>				+	
<i>Silene vulgaris</i>			+		
<i>Agrimonia eupatoria</i>				+	
<i>Pimpinella saxifraga</i>		+			
<i>Trifolium scabrum</i>	2		2		+
<i>Geranium columbinum</i>			+	+	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>				+	
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>				+	
<i>Eryngium bourgatii</i>			+		
<i>Helianthemum nummularium</i>		+			
<i>Helleborus viridis subsp. occidentalis</i>			+		
<i>Stachys recta</i>			+		
<i>Tanacetum corymbosum</i>			+	1	
<i>Verbena officinalis</i>				+	
<i>Vicia tenuifolia</i>			1		
<i>Cerastium diffusum</i>					+
<i>Euphorbia hyberna</i>		+			
<i>Leucanthemum vulgare</i>				+	
<i>Medicago arabica</i>	+				
<i>Origanum vulgare</i>				+	
<i>Vicia hirsuta</i>		+			
<i>Centaurea scabiosa subsp. cephalariifolia</i>			1		

ANEXO II.2. Inventarios de vegetación de la zona del Pirineo Aragonés.

Tabla II.2.1. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de San Juan de Plan.

Especie	1-HU	2-HU	3-HU	4-HU	5-HU	6-HU
<i>Achillea millefolium</i>	2	+	3			
<i>Agrostis capillaris</i>	4	3	3	3	3	2
<i>Alchemilla xanthochlora</i>				2		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	2	+	+	3	
<i>Anthriscus sylvestris</i>		2				
<i>Anthyllis vulneraria</i>				+	+	
<i>Arabis hirsuta</i>	+					
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Armeria pubinervis</i>	+					
<i>Arrhenatherum elatius</i>		+	2	4	2	2
<i>Astrantia major</i>		+		2		2
<i>Briza media</i>				+	+	
<i>Bromus erectus</i>					+	+
<i>Bromus hordeaceus</i>		+	2			
<i>Carex caryophylla</i>		+	2			+
<i>Carum carvi</i>	+	2				2
<i>Centaurea debeauxii</i>	3					
<i>Centaurea nigra</i>		2	+	+	+	2
<i>Centaurea scabiosa</i>		3	3	+	2	
<i>Cerastium fontanum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Chaerophyllum aureum</i>			2			
<i>Conopodium majus</i>			+			
<i>Crepis capillaris</i>		+	+			
<i>Cynosurus cristatus</i>	2		+			+
<i>Dactylis glomerata</i>	2			2	2	2
<i>Dactylorhiza maculata</i>					+	
<i>Daucus carota</i>	+			2	+	
<i>Dianthus carthusianourm</i>	+				+	
<i>Dianthus hyssopifolius</i>	+					
<i>Echium vulgare</i>	+	+	+	2	+	
<i>Euphrasia hirtella</i>	+				1	
<i>Festuca pratensis</i>				+		
<i>Festuca rubra</i>	2	+	2	2	2	+

Especie	1-HU	2-HU	3-HU	4-HU	5-HU	6-HU
<i>Galium verum</i>	2					+
<i>Helianthemum nummularium</i>	+			+		
<i>Heracleum sphondylium</i>		3	+	+		3
<i>Hieracium pilosella</i>				2	+	
<i>Holcus lanatus</i>			2	3		3
<i>Hypochoeris radicata</i>	+					
<i>Iris latifolia</i>				+		2
<i>Knautia nevadensis</i>		2	+	+		
<i>Lathyrus pratensis</i>		+		2		+
<i>Leontodon hispidus</i>			+			+
<i>Leucanthemum vulgare</i>		2		2	+	
<i>Lotus corniculatus</i>	4	3	2	2	3	2
<i>Malva moschata</i>	+	+				
<i>Medicago lupulina</i>		+	+		+	
<i>Medicago minima</i>					+	
<i>Medicago sativa</i>	+					
<i>Myosotis ramosissima</i>				+		
<i>Narcissus poeticus</i>				+		
<i>Onobrychis supina</i>		2	2		+	2
<i>Onobrychis vicifolia</i>				3	+	
<i>Ononis repens</i>				+		
<i>Orchis sp.</i>					+	
<i>Orobanche sp.</i>			+	+	+	
<i>Petrorhagia prolifera</i>	+	+	+	+		+
<i>Phleum pratense</i>	+					
<i>Phyteuma orbiculare</i>				+	+	
<i>Picris hieracioides</i>		1	2	+		2
<i>Pimpinella major</i>		+	+			2
<i>Pimpinella saxifraga</i>				+		
<i>Plantago lanceolata</i>	2	+	2	2	3	2
<i>Plantago media</i>				+	+	
<i>Poa pratensis</i>	2	+		+	2	
<i>Poa trivialis</i>	+					
<i>Prunella grandiflora</i>				+	+	
<i>Prunella vulgaris</i>		+				+
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2	2	+	2	+	2
<i>Rhinanthus minor</i>	+	3				2

Especie	1-HU	2-HU	3-HU	4-HU	5-HU	6-HU
<i>Rhinanthus pumilus</i>				+	2	
<i>Rumex acetosa</i>		+		+	+	+
<i>Salvia pratensis</i>		3	4		+	
<i>Sanguisorba minor</i>		2	2	3	3	2
<i>Scabiosa columbaria</i>		3			2	
<i>Silene nutans</i>	+			+	+	
<i>Silene vulgaris</i>	2	+	+	+		
<i>Taraxacum officinale</i>	2	2		+	+	2
<i>Tragopogon pratensis</i>	+	+		+	+	+
<i>Trifolium campestre</i>					+	
<i>Trifolium montanum</i>	+			2	2	+
<i>Trifolium pratense</i>	3	2		3	3	2
<i>Trifolium repens</i>	2	2	2	+	+	
<i>Trisetum flavescens</i>	4	3	2	3	3	2
<i>Valerianella dentata</i>			3			
<i>Veronica arvensis</i>	+	+	+			
<i>Veronica chamaedrys</i>				+		
<i>Vicia cracca</i>		2	+			
<i>Viola rechenbachiana</i>		2	+			

Continuación Tabla II.2.1. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de San Juan de Plan.

Especie	7-HU	8-HU	9-HU	10-HU	11-HU	12-HU
<i>Achillea millefolium</i>	2	2	+	4		+
<i>Agrostis capillaris</i>	3	3	2		+	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	+	+	3		2
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2					
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+			+		
<i>Armeria pubinervis</i>				1		
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4	3	3		4	2
<i>Artemisia vulgaris</i>		+				
<i>Astrantia major</i>			2			
<i>Avenula pubescens</i>			2			
<i>Briza media</i>	+					+
<i>Bromus erectus</i>	+					
<i>Campanula glomerata</i>		+	+		+	

Especie	7-HU	8-HU	9-HU	10-HU	11-HU	12-HU
<i>Carex sp.</i>						+
<i>Carum carvi</i>						2
<i>Centaurea debeauxii</i>			+	+		
<i>Centaurea nigra</i>	+	2			2	3
<i>Centaurea scabiosa</i>	2	+	3	+		
<i>Cerastium fontanum</i>	+		+	+	+	
<i>Chaerophyllum aureum</i>	2	+	2		3	
<i>Conopodium majus</i>				+		
<i>Cynosurus cristatus</i>		+	+			3
<i>Dactylis glomerata</i>	2	2	2	2	4	
<i>Daucus carota</i>		+		+		
<i>Dianthus carthusianourm</i>		+				
<i>Dianthus deltooides</i>				+		
<i>Echium vulgare</i>			+			
<i>Euphrasia hirtella</i>			1			
<i>Festuca pratensis</i>						1
<i>Festuca rubra</i>	2		1	2		+
<i>Galium mollugo</i>	+		2		+	
<i>Galium verum</i>			+	+	+	
<i>Heracleum sphondylium</i>	3	+	2		2	
<i>Hieracium pilosella</i>						
<i>Holcus lanatus</i>	+	2	3	2	4	4
<i>Hypochoeris radicata</i>				+		
<i>Iris latifolia</i>	+		2			
<i>Knautia nevadensis</i>		+	2	+		
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	2	+			+
<i>Leontodon hispidus</i>			+	2		
<i>Leucanthemum vulgare</i>	+	+	2		+	+
<i>Lotus corniculatus</i>	4	2	2	4	2	2
<i>Malva moschata</i>		+				
<i>Medicago lupulina</i>			+		+	+
<i>Myosotis ramosissima</i>					+	
<i>Narcissus sp.</i>			+			
<i>Onobrychis supina</i>			2			
<i>Onobrychis viciifolia</i>		2			+	
<i>Ononis repens</i>	+					
<i>Petrorhagia prolifera</i>			+			

Especie	7-HU	8-HU	9-HU	10-HU	11-HU	12-HU
<i>Phleum phleoides</i>				+		
<i>Phleum pratense</i>				2		+
<i>Phyteuma orbiculare</i>			+			
<i>Picris hieracioides</i>	+	2	1		+	
<i>Pimpinella major</i>					+	
<i>Pimpinella saxifraga</i>			+			
<i>Plantago lanceolata</i>	2	2	2	2		2
<i>Plantago media</i>			2			2
<i>Poa pratensis</i>		2	2		2	2
<i>Poa trivialis</i>			2		+	2
<i>Potentilla reptans</i>					+	
<i>Ranunculus acris</i>						2
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2	2	2	2	+	+
<i>Rhinanthus minor</i>			2	2		+
<i>Rumex acetosa</i>	2	+	+	+	2	+
<i>Salvia pratensis</i>		2	2		+	
<i>Sanguisorba minor</i>	2	+	2			+
<i>Scabiosa columbaria</i>	2					
<i>Silene nutans</i>	+			+		
<i>Silene vulgaris</i>	2	3	2	+	2	
<i>Taraxacum officinale</i>	+	3	2	2	2	+
<i>Tragopogon pratensis</i>	+			+	+	
<i>Trifolium campestre</i>	+	+				
<i>Trifolium dubium</i>				+		
<i>Trifolium pratense</i>	+	3	3	2	2	2
<i>Trifolium repens</i>	+	3	2	+	2	2
<i>Trisetum flavescens</i>	3	3	3	4	4	
<i>Valerianella dentata</i>						1
<i>Veronica arvensis</i>		+		+	+	
<i>Vicia cracca</i>	2	+	2		2	2
<i>Vicia sativa</i>		2			+	
<i>Viola tricolor</i>				2		

Continuación Tabla II.2.1. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de San Juan de Plan.

Especie	13-HU	14-HU	15-HU	16-HU	17-HU	18-HU
<i>Achillea millefolium</i>	+		3	+	3	
<i>Agrostis capillaris</i>		3	3	4	3	
<i>Alchemilla xanthochlora</i>		2				
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	+	+	2		
<i>Anthriscus sylvestris</i>				3		
<i>Arenaria serpyllifolia</i>					+	
<i>Armeria pubinervis</i>			+			
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4		2	2		3
<i>Avenula pubescens</i>			+		+	
<i>Bromus erectus</i>				+		
<i>Bromus hordeaceus</i>					2	+
<i>Campanula glomerata</i>				+		
<i>Carex caryophyllea</i>				+		
<i>Carex hirta</i>		2				
<i>Carum carvi</i>	2	+	+			
<i>Centaurea debeauxii</i>		2	+			
<i>Centaurea nigra</i>					2	
<i>Centaurea scabiosa</i>	2			3	2	
<i>Cerastium fontanum</i>		+	+	+		
<i>Chaerophyllum aureum</i>	2		3	3		
<i>Conopodium majus</i>		+	+			
<i>Crepis nicaeensis</i>				+		
<i>Cuscuta epithimum</i>				+		
<i>Cynosurus cristatus</i>		2		+		+
<i>Dactylis glomerata</i>	2	+	2	2	4	4
<i>Dactylorhiza maculata</i>		+				
<i>Dianthus carthusianourm</i>			+		+	
<i>Echium vulgare</i>					+	
<i>Equisetum palustre</i>		+				
<i>Euphorbia cyparissias</i>				+		
<i>Euphrasia hirtella</i>				+		
<i>Festuca pratensis</i>		2				+
<i>Festuca rubra</i>		2	2	+		
<i>Galium mollugo</i>				+		
<i>Galium pumilum</i>			+			

Especie	13-HU	14-HU	15-HU	16-HU	17-HU	18-HU
<i>Galium verum</i>			+			
<i>Heracleum sphondylium</i>		+	4			2
<i>Hieracium pilosella</i>				2		
<i>Holcus lanatus</i>		4		+		+
<i>Iris latifolia</i>				+		
<i>Knautia nevadensis</i>			+			
<i>Laserpitium latifolium</i>			2			
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	+		+		+
<i>Leucanthemum vulgare</i>	+		+	+	+	
<i>Lotus corniculatus</i>			2	2	3	+
<i>Medicago minima</i>				+		
<i>Medicago sativa</i>						2
<i>Myosotis ramosissima</i>				+		
<i>Onobrychis viciifolia</i>				2		
<i>Ononis repens</i>					2	
<i>Orchis sp.</i>				2		
<i>Phyteuma orbiculare</i>				+		
<i>Picris hieracioides</i>				+		
<i>Pimpinella major</i>			+			
<i>Plantago lanceolata</i>	+	2	2	+	2	2
<i>Poa pratensis</i>	+		+		3	3
<i>Poa trivialis</i>	+	+				+
<i>Potentilla reptans</i>					+	+
<i>Ranunculus acris</i>	2	3	+			
<i>Ranunculus bulbosus</i>			2	+	2	+
<i>Rhinanthus minor</i>	2	+	4		+	
<i>Rhinanthus pumilus</i>				4		
<i>Rumex acetosa</i>	2	+	+	+	+	+
<i>Rumex crispus</i>						+
<i>Salvia pratensis</i>				+		
<i>Sanguisorba minor</i>				+		
<i>Scabiosa columbaria</i>			+	2		
<i>Silene nutans</i>			+		+	
<i>Silene vulgaris</i>	3		2	+		
<i>Taraxacum officinale</i>	2		2	+	2	3
<i>Tragopogon pratensis</i>	+		+	+		
<i>Trifolium campestre</i>				+		

Especie	13-HU	14-HU	15-HU	16-HU	17-HU	18-HU
<i>Trifolium montanum</i>					+	
<i>Trifolium pratense</i>	3	2	3	2	+	+
<i>Trifolium repens</i>	2	4	+	+	2	3
<i>Trisetum flavescens</i>	3		3	4	4	3
<i>Veronica arvensis</i>				+	+	
<i>Veronica sp.</i>	+					
<i>Vicia cracca</i>	2			+		

Tabla II.2.2. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Linás de Broto.

Especie	19-HU	20-HU	21-HU	22-HU	23-HU
<i>Achillea millefolium</i>	4		2	3	2
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2	+		+	+
<i>Arabis hirsuta</i>			+	+	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			2		+
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	4	3	2	2
<i>Bellis perenne</i>				+	
<i>Bromus hordeaceus</i>				+	
<i>Carex sp.</i>				+	
<i>Centaurea scabiosa</i>			2	2	+
<i>Cerastium fontanum</i>			+		
<i>Chaerophyllum aureum</i>		+	+	+	
<i>Conopodium majus</i>		+	2	+	
<i>Convolvulus arvensis</i>				+	
<i>Dactylis glomerata</i>	4	4	3	3	3
<i>Daucus carota</i>				+	
<i>Festuca pratensis</i>	2	2			
<i>Festuca sp.</i>			+		
<i>Galium verum</i>	+			+	
<i>Lathyrus pratensis</i>	+				
<i>Lathyrus sp.</i>			+		
<i>Leontodon sp.</i>			+		
<i>Lolium perenne</i>		+			
<i>Lotus corniculatus</i>	+		+		
<i>Medicago lupulina</i>			4	+	2
<i>Medicago sativa</i>			+	+	4
<i>Myosotis arvensis</i>			+		
<i>Onobrychis viciifolia</i>			+	+	
<i>Plantago lanceolata</i>			+	+	+
<i>Plantago media</i>			+		
<i>Poa pratensis</i>	4	+	3	2	4
<i>Poa trivialis</i>	+	+	+	+	+
<i>Ranunculus acris</i>	+	2			
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2	+	1	2	2
<i>Reseda lutea</i>					
<i>Rhinanthus minor</i>			4	2	3
<i>Rumex acetosa</i>	+			+	

Especie	19-HU	20-HU	21-HU	22-HU	23-HU
<i>Sanguisorba minor</i>			+	+	
<i>Taraxacum officinale</i>	4	4	3	2	+
<i>Tragopogon pratensis</i>		+	+		
<i>Tragopogon sp.</i>				+	
<i>Trifolium pratense</i>	2			4	4
<i>Trifolium repens</i>	3	4	2	2	2
<i>Trisetum flavescens</i>			4	2	4
<i>Veronica sp.</i>	+		+	+	+
<i>Vicia cracca</i>			+		
<i>Vicia peregrina</i>			+		
<i>Viola sp.</i>			+	+	

Tabla II.2.3. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Fragen y Anciles.

Especie	24-HU (Fragen)	25-HU (Fragen)	31-HU (Anciles)	32-HU (Anciles)	33-HU (Anciles)
<i>Achillea millefolium</i>	2	1	3	3	3
<i>Agrostis capillaris</i>				3	+
<i>Alchemilla xanthochlora</i>		1			
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		1			
<i>Arabis hirsuta</i>		1			
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		1	+	+	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	3	2	4	2	2
<i>Artemisia vulgaris</i>				+	
<i>Briza media</i>		1			
<i>Bromus hordeaceus</i>	2			+	+
<i>Carex caryophylla</i>		1		+	+
<i>Centaurea nigra</i>	2	1	2	3	
<i>Centaurea scabiosa</i>			4	2	4
<i>Cerastium fontanum</i>		1		+	
<i>Chaerophyllum aureum</i>			3	2	2
<i>Convolvulus arvensis</i>		1			
<i>Crepis pyrenaica</i>			+		
<i>Dactylis glomerata</i>	3	2	4	2	3
<i>Daucus carota</i>	+	1			
<i>Euphorbia brittingeri</i>				+	
<i>Euphrasia hirtella</i>			+		
<i>Festuca arundinacea</i>		1			
<i>Festuca pratensis</i>		1			
<i>Festuca rubra</i>	2	1	2	2	2
<i>Heracleum sphondylium</i>			2	+	
<i>Holcus lanatus</i>		2			
<i>Iris latifolia</i>			+		+
<i>Knautia nevadensis</i>	+		2	2	
<i>Lathyrus pratensis</i>			2	+	+
<i>Leontodon hispidus</i>		1			
<i>Leucanthemum vulgare</i>	+		+		
<i>Lolium perenne</i>	+	1		2	2
<i>Lotus corniculatus</i>	+	1		2	+
<i>Medicago lupulina</i>	3	1	+	+	
<i>Medicago sativa</i>			+		+
<i>Myosotis ramosissima</i>	+		+		

Especie	24-HU (Fragen)	25-HU (Fragen)	31-HU (Anciles)	32-HU (Anciles)	33-HU (Anciles)
<i>Onobrychis viciifolia</i>			3	2	+
<i>Phleum pratense</i>			+	2	2
<i>Picris hieracioides</i>	+	1			
<i>Plantago lanceolata</i>	2	1	+	2	2
<i>Plantago media</i>				2	
<i>Poa pratensis</i>	2	1	2	2	3
<i>Poa trivialis</i>	3	1	+		+
<i>Potentilla reptans</i>				+	+
<i>Ranunculus acris</i>		1			
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2	1			+
<i>Reseda lutea</i>				+	
<i>Rhinanthus pumilus</i>	+		4		
<i>Rumex acetosa</i>		1	+	+	+
<i>Salvia pratensis</i>			+	+	2
<i>Sanguisorba minor</i>			2		
<i>Sanguisorba officinalis</i>				4	2
<i>Scabiosa columbaria</i>			+		
<i>Silene vulgaris</i>	2		3	+	+
<i>Stellaria graminea</i>				+	
<i>Taraxacum officinale</i>	+	2	2	2	2
<i>Tragopogon pratensis</i>	+		+	+	
<i>Trifolium pratense</i>	3	1	2	3	3
<i>Trifolium repens</i>	2	1	+	2	2
<i>Trisetum flavescens</i>	3	2	3	3	3
<i>Veronica arvensis</i>		1			+
<i>Vicia cracca</i>		1	3	+	+
<i>Vicia sativa</i>	2				+
<i>Viola sp.</i>		1			

Tabla II.2.4. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Benasque.

Especie	26-HU	27-HU	28-HU	29-HU	30-HU
<i>Achillea millefolium</i>	3	2	3	2	2
<i>Agrostis capillaris</i>	4	4	4	4	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		2	+	2	+
<i>Anthyllis vulneraria</i>		2			
<i>Arabis hirsuta</i>	+	+		+	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+	+	+	+	+
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	2	+	4	2
<i>Astrantia major</i>		2		+	+
<i>Briza media</i>		+		+	
<i>Bromus hordeaceus</i>	+		+		
<i>Campanula glomerata</i>		+		+	+
<i>Cardamine pratensis</i>				+	
<i>Carex caryophyllea</i>				+	+
<i>Carum carvi</i>		1			
<i>Centaurea nigra</i>	+	2	2	2	3
<i>Centaurea scabiosa</i>	2	3	4	2	1
<i>Cerastium fontanum</i>		+	+		+
<i>Chaerophyllum aureum</i>	+	+	2	2	2
<i>Crepis capillaris</i>	+				
<i>Crepis pyrenaica</i>	2	1	2	2	1
<i>Dactylis glomerata</i>	3	2	2	2	2
<i>Daucus carota</i>		+			+
<i>Dianthus carthusianourm</i>		+		+	
<i>Echium vulgare</i>		+		+	
<i>Euphrasia hirtella</i>		+			
<i>Festuca arundinacea</i>		1	1		1
<i>Festuca rubra</i>		1	+	1	+
<i>Galium mollugo</i>			2		
<i>Galium verum</i>		1	2	1	1
<i>Heracleum sphondylium</i>	2	2	+	2	2
<i>Holcus lanatus</i>	+		+	3	2
<i>Iris latifolia</i>		+	+	+	+
<i>Knautia nevadensis</i>		+	+	+	+
<i>Laserpitium latifolium</i>		2	1		1
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	+	2		+
<i>Leontodon hispidus</i>		+		+	+

Especie	26-HU	27-HU	28-HU	29-HU	30-HU
<i>Leucanthemum vulgare</i>	2	+	+		+
<i>Lolium perenne</i>	3				
<i>Lotus corniculatus</i>		2	2	2	2
<i>Malva moschata</i>				2	
<i>Narcissus poeticus</i>				1	+
<i>Onobrychis viciifolia</i>	2	2	2	2	2
<i>Orobancha gracilis</i>		+		+	
<i>Pedicularis foliosa</i>				+	
<i>Phleum pratense</i>	3	2	2		2
<i>Phyteuma orbiculare</i>		+			+
<i>Phyteuma spicatum</i>		+		+	+
<i>Picris hieracioides</i>			1	2	
<i>Pimpinella major</i>		1			+
<i>Plantago lanceolata</i>		1	1	1	1
<i>Plantago media</i>			+		+
<i>Poa pratensis</i>	2	2	1		
<i>Poa trivialis</i>	2		2		
<i>Ranunculus acris</i>		1	2	1	1
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+	+	+	+	+
<i>Rhinanthus pumilus</i>		2	1	2	+
<i>Rumex acetosa</i>	+	+	+	+	+
<i>Rumex crispus</i>			1		1
<i>Salvia pratensis</i>	+	+	+	+	+
<i>Sanguisorba minor</i>	2	+	+	2	+
<i>Sanguisorba officinalis</i>	2	2		2	2
<i>Scabiosa columbaria</i>	2	1	2	1	2
<i>Sherardia arvensis</i>	1				
<i>Silene nutans</i>		+			
<i>Silene vulgaris</i>	2	2	2	2	2
<i>Taraxacum officinale</i>	2	2	+		2
<i>Thalictrum minus</i>		+			
<i>Thalictrum tuberosum</i>				2	
<i>Thesium pyrenaicum</i>		+			
<i>Tragopogon dubius</i>		+	+		+
<i>Tragopogon pratensis</i>	+		+	+	+
<i>Trifolium montanum</i>		2	+		
<i>Trifolium pratense</i>	3	3	2	2	2

Especie	26-HU	27-HU	28-HU	29-HU	30-HU
<i>Trifolium repens</i>	3	2	3		+
<i>Trisetum flavescens</i>	4	3	3	4	3
<i>Veronica arvensis</i>	+		+		
<i>Vicia cracca</i>	+	+	2	1	+

Tabla II.2.4. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Sesué.

Especie	34-HU	35-HU	36-HU	37-HU	38-HU	39-HU
<i>Achillea millefolium</i>	2	4	4	3	2	2
<i>Agrostis capillaris</i>		+		3	4	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		2				
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+	+	+		+	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	+	+	2	2	2	3
<i>Briza media</i>					+	
<i>Bromus hordeaceus</i>	+		+	2	3	2
<i>Capsella bursa-pastoris</i>					+	
<i>Centaurea nigra</i>		+				+
<i>Centaurea scabiosa</i>	2	2	2	2	2	+
<i>Cerastium fontanum</i>	+	2	+	2	2	
<i>Chaerophyllum aureum</i>	+	2	+	2	+	+
<i>Crepis pyrenaica</i>				+		
<i>Dactylis glomerata</i>	3	2	3	3	4	3
<i>Daucus carota</i>	+	+				
<i>Euphorbia brittingeri</i>				+		
<i>Festuca pratensis</i>						2
<i>Festuca rubra</i>	2	2	2		2	
<i>Filipendula ulmaria</i>				3		2
<i>Galium lucidum</i>	2	3	2	2	+	2
<i>Galium verum</i>				+		
<i>Geranium sylvaticum</i>						2
<i>Heracleum sphondylium</i>						+
<i>Holcus lanatus</i>		2	+		3	2
<i>Hordeum murinum</i>	+					
<i>Knautia nevadensis</i>		+		+		+
<i>Lathyrus pratensis</i>		2		2		+
<i>Leucanthemum vulgare</i>		+				
<i>Lolium perenne</i>	+	+			+	
<i>Lotus corniculatus</i>	3	+	2	2		+
<i>Medicago lupulina</i>	2		+		+	
<i>Medicago sativa</i>	+	+				
<i>Myosotis ramosissima</i>			+			
<i>Onobrychis viciifolia</i>		4				
<i>Petrorhagia prolifera</i>		+	+			
<i>Phleum pratense</i>		+	+			2

Especie	34-HU	35-HU	36-HU	37-HU	38-HU	39-HU
<i>Picris hieracioides</i>	+	+				1
<i>Plantago lanceolata</i>	3	+	+	2	+	2
<i>Poa pratensis</i>	2	2	2	2	2	+
<i>Poa trivialis</i>		+	2	+		
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2		2	2	+	+
<i>Rhinanthus minor</i>		+				+
<i>Rhinanthus pumilus</i>			3			
<i>Rumex acetosa</i>		+	+		+	+
<i>Rumex crispus</i>					+	
<i>Salvia pratensis</i>		4		2		3
<i>Sanguisorba minor</i>				+	+	
<i>Sanguisorba officinalis</i>		4		2		4
<i>Scabiosa columbaria</i>		3	+			
<i>Silene vulgaris</i>	3		+	+	+	3
<i>Taraxacum officinale</i>	+	2	+	2		2
<i>Tragopogon pratensis</i>	+		+	1		
<i>Trifolium pratense</i>	3		2	+	2	3
<i>Trifolium repens</i>	3	3	2	4	3	4
<i>Trisetum flavescens</i>	3	3	3	4	4	4
<i>Valerianella dentata</i>						
<i>Veronica arvensis</i>	+	+	+	2	+	+
<i>Vicia cracca</i>				+		
<i>Vicia sativa</i>				+	2	+

Tabla II.2.5. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Fonchanina.

Especie	40-HU	41-HU	42-HU	43-HU	44-HU
<i>Achillea millefolium</i>	2	+	+	3	3
<i>Alchemilla xanthochlora</i>		2			
<i>Anacyclus clavatus</i>			+		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	2		+	2
<i>Anthriscus sylvestris</i>			+		
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	2	4	2	3
<i>Avenula pubescens</i>	+	2	+		+
<i>Briza media</i>					+
<i>Bromus diandrus</i>			+		
<i>Bromus erectus</i>					+
<i>Bromus hordeaceus</i>	+		+		
<i>Campanula rapunculoides</i>					+
<i>Capsella bursa-pastoris</i>					+
<i>Carex caryophylla</i>	+	+	+		
<i>Centaurea nigra</i>	2	2	+	2	
<i>Centaurea scabiosa</i>					3
<i>Cerastium fontanum</i>	+	+		+	2
<i>Chaerophyllum aureum</i>		2	2	2	2
<i>Conopodium majus</i>					+
<i>Convolvulus arvensis</i>				+	
<i>Crepis pyrenaica</i>	+		+		
<i>Dactylis glomerata</i>	3	2	3	2	3
<i>Daucus carota</i>	2		+	+	
<i>Elymus caninus</i>	+				
<i>Festuca pratensis</i>	2			2	
<i>Festuca rubra</i>		2		+	
<i>Galium mollugo</i>				2	
<i>Galium pumilum</i>		+	+		
<i>Galium verum</i>		2	3	+	2
<i>Geranium pyrenaicum</i>			+	2	
<i>Geranium rotundifolium</i>					+
<i>Helleborus viridis</i>		+			
<i>Heracleum sphondylium</i>	+	2	3	4	2
<i>Holcus lanatus</i>	3	3	+		
<i>Hypericum perforatum</i>					+
<i>Knautia nevadensis</i>	+	2	2	2	2

Especie	40-HU	41-HU	42-HU	43-HU	44-HU
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	+	2	2	2
<i>Lathyrus sylvestris</i>	+			+	
<i>Leontodon hispidus</i>		+			
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1	1	+		2
<i>Lolium perenne</i>			4		
<i>Lotus corniculatus</i>	2	4	+	2	2
<i>Medicago lupulina</i>				2	+
<i>Onobrychis viciifolia</i>					3
<i>Origanum vulgare</i>					+
<i>Phleum pratense</i>	+		+		3
<i>Phyteuma orbiculare</i>		+			
<i>Picris hieracioides</i>		+			
<i>Pimpinella major</i>				3	
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+		+		
<i>Plantago lanceolata</i>	2	3	+		+
<i>Poa pratensis</i>	2	2	3	2	2
<i>Poa trivialis</i>	3		2	+	3
<i>Polygonum aviculare</i>			+		
<i>Polygonum bistorta</i>	2	2	2		
<i>Primula veris</i>					+
<i>Ranunculus acris</i>	3	2	3	+	
<i>Ranunculus bulbosus</i>		+	+		+
<i>Rhinanthus pumilus</i>	+	2			
<i>Rumex acetosa</i>	+	+	2	+	+
<i>Salvia pratensis</i>					+
<i>Sanguisorba minor</i>		2			
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	+	+		+
<i>Silene nutans</i>					+
<i>Silene vulgaris</i>	+	+	+	+	+
<i>Taraxacum officinale</i>	2		+	2	2
<i>Thalictrum tuberosum</i>				2	
<i>Tragopogon pratensis</i>	+	+		+	+
<i>Trifolium pratense</i>	3	4	3	3	3
<i>Trifolium repens</i>	4	3	4	3	3
<i>Trisetum flavescens</i>	3	3	4	3	3
<i>Veronica arvensis</i>	+	+			
<i>Veronica chamaedrys</i>					+

Especie	40-HU	41-HU	42-HU	43-HU	44-HU
<i>Vicia cracca</i>	3	+	2	2	2
<i>Vicia sativa</i>				+	

Tabla II.2.6. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Castanesa.

Especie	45-HU	46-HU	47-HU	48-HU	49-HU	50-HU
<i>Achillea millefolium</i>	2	2	+	+		2
<i>Agrostis capillaris</i>			+			
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+				2	+
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+		2	+	+	+
<i>Armeria pubinervis</i>						
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4	4	4	4	+	3
<i>Avenula pubescens</i>					+	
<i>Briza media</i>					+	+
<i>Bromus erectus</i>				+		
<i>Bromus hordeaceus</i>		2	2	+		
<i>Campanula rapunculoides</i>				+		
<i>Centaurea nigra</i>	+	2	2	3	3	
<i>Centaurea scabiosa</i>	+					+
<i>Cerastium fontanum</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Chaerophyllum aureum</i>	3	3	2	2	+	2
<i>Conopodium majus</i>				+	+	+
<i>Convolvulus arvensis</i>		+		+		
<i>Cynosurus cristatus</i>	+			4	3	+
<i>Dactylis glomerata</i>	2	3	2	2		
<i>Dactylorhiza maculata</i>						
<i>Daucus carota</i>		2		2	+	2
<i>Festuca pratensis</i>					+	
<i>Festuca rubra</i>	+			+	+	2
<i>Galium verum</i>	2			2	2	+
<i>Geranium rotundifolium</i>		+		1		
<i>Heracleum sphondylium</i>	+	2	3	+		
<i>Holcus lanatus</i>			+	+	+	+
<i>Knautia nevadensis</i>		2	1	1	1	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	2	2	2		2
<i>Lathyrus sylvestris</i>				+		
<i>Leontodon hispidus</i>			+			
<i>Leucanthemum vulgare</i>			2	+	1	2
<i>Linum bienne</i>				+		+
<i>Linum catharticum</i>					+	
<i>Lolium perenne</i>				2		
<i>Lotus corniculatus</i>	2	+	+	+	2	3

Especie	45-HU	46-HU	47-HU	48-HU	49-HU	50-HU
<i>Medicago lupulina</i>	2	+	2	+	3	+
<i>Medicago sativa</i>		2				
<i>Myosotis ramosissima</i>		+	+			
<i>Onobrychis viciifolia</i>	+		2	4	3	4
<i>Phleum pratense</i>	+		+	2		
<i>Phyteuma orbiculare</i>					+	
<i>Picris hieracioides</i>		+	+	+		+
<i>Plantago lanceolata</i>	2	+	2	+	2	+
<i>Poa pratensis</i>	2	3	2	3		2
<i>Poa trivialis</i>	+	2		3		2
<i>Polygonum bistorta</i>					2	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Rhinanthus pumilus</i>	2	+	+	2	2	4
<i>Rumex acetosa</i>		+	+	+	+	+
<i>Salvia pratensis</i>			3	+		3
<i>Sanguisorba minor</i>			2		2	
<i>Sanguisorba officinalis</i>				+		3
<i>Silene vulgaris</i>	+		+	+		
<i>Taraxacum officinale</i>	2	+	2	2	2	+
<i>Tragopogon pratensis</i>	+		+	+		+
<i>Trifolium campestre</i>				+		2
<i>Trifolium incarnatum</i>	+					
<i>Trifolium pratense</i>	4	4	2	4	2	2
<i>Trifolium repens</i>	3	3	2	3	2	2
<i>Trisetum flavescens</i>	4	3	3	3	3	3
<i>Veronica arvensis</i>	+	+	+	+	+	
<i>Veronica chamaedrys</i>			+			
<i>Vicia cracca</i>	2	2	+	+		
<i>Vicia sativa</i>	+	+	+	+		

ANEXO II.3. Inventarios de vegetación de la zona del Pirineo Francés.

Tabla II.3.1. Inventarios de vegetación de las parcelas del Pirineo Francés con las correspondientes abundancias.

Especie	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5
<i>Achillea millefolium</i>	1		+		
<i>Agrostis capillaris</i>			2		2
<i>Alchemilla xanthochlora</i>					1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		2	2		2
<i>Anthyllis vulneraria subsp. boscii</i>	+				
<i>Asphodelus albus</i>	5				2
<i>Astrantia major</i>					1
<i>Avenula pubescens</i>		+			
<i>Bellis perennis</i>				+	
<i>Briza media</i>		1	1		
<i>Bromus hordeaceus</i>		2	1	1	2
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				1	
<i>Centaurea decipiens</i>	1	1	2	+	1
<i>Cerastium fontanum</i>	1	1	+	+	1
<i>Cirsium eriophorum</i>	+				
<i>Conopodium majus</i>					2
<i>Cruciata laevipes</i>	+				
<i>Cynosurus cristatus</i>		2			1
<i>Dactylis glomerata</i>	1		1	3	2
<i>Daucus carota</i>		+	1	+	
<i>Festuca nigrescens</i>	1	3	2	1	
<i>Festuca rubra</i>					2
<i>Galium mollugo</i>		+			
<i>Galium saxatile</i>	+		1		
<i>Galium verum</i>					1
<i>Geranium columbinum</i>				+	
<i>Helictochloa marginata</i>			1		
<i>Helictotrichon sedenense</i>	2	2			
<i>Helleborus viridis</i>					1
<i>Heraclium pyrenaicum</i>					2
<i>Holcus lanatus</i>	1	2	1	1	3
<i>Hypericum richeri subsp. burseri</i>	1				
<i>Hypochaeris radicata</i>	+	+	1	1	

Especie	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5
<i>Knautia arvensis</i>	1	3	2	+	2
<i>Lathyrus pratensis</i>	+				
<i>Leontodon hispidus</i>					+
<i>Leucanthemum vulgare</i>		1	1		1
<i>Lolium perenne</i>		1	2	3	1
<i>Lotus corniculatus</i>	+	+	1	+	
<i>Luzula campestris</i>		+	1		
<i>Medicago lupulina</i>			+		
<i>Orchis</i>	+				
<i>Patzkea paniculata</i>	+				
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+				
<i>Plantago lanceolata</i>	1	1	2	1	2
<i>Poa pratensis</i>	1				
<i>Poa trivialis</i>		1	2	2	2
<i>Polygala vulgaris</i>	1				
<i>Potentilla montana</i>	+				
<i>Poterium sanguisorba</i>	+	2	2	1	1
<i>Prunella vulgaris</i>		+	1		
<i>Ranunculus acris</i>		2	1	1	2
<i>Ranunculus bulbosus</i>	+				
<i>Ranunculus gouanii</i>					1
<i>Rhinanthus angustifolius</i>					1
<i>Rumex acetosa</i>	1	1	1	1	1
<i>Scabiosa columbaria</i>				1	
<i>Scilla bifolia</i>					1
<i>Silene vulgaris</i>	+		1	1	1
<i>Stellaria graminea</i>	+			+	
<i>Taraxacum</i>	1				
<i>Taraxacum officinale</i>					1
<i>Tragopogon pratensis</i>	1		+		1
<i>Trifolium aureum</i>			1	+	
<i>Trifolium pratense</i>	+	2	1	2	2
<i>Trifolium repens</i>			1	2	1
<i>Trisetum flavescens</i>		2	2	3	2
<i>Veronica arvensis</i>		+		+	
<i>Veronica chamaedrys</i>	+				
<i>Viola cornuta</i>					1

Continuación Tabla II.3.1.

Especie	Station 6	Station 7	Station 8	Station 9
<i>Achillea millefolium</i>		2	1	+
<i>Agrostis capillaris</i>		2		
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	1			
<i>Angelica razulii</i>	+			
<i>Angelica sylvestris</i>	1		+	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1			
<i>Anthriscus sylvestris</i>	+			
<i>Anthyllis vulneraria subsp. boscii</i>				
<i>Asphodelus albus</i>		+	2	
<i>Astrantia major</i>	+			
<i>Betonica officinalis</i>		2	1	
<i>Brachypodium rupestre</i>	2	2	2	
<i>Briza media</i>	2	+		
<i>Caltha palustris</i>	2			
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				1
<i>Cardamine hirsuta</i>	2			
<i>Carex acuta</i>	1			
<i>Carex davalliana</i>	3			
<i>Carex echinata</i>	1			
<i>Carex flacca</i>	1			
<i>Carex pallescens</i>	1			
<i>Carex pulicaris</i>	1			
<i>Centaurea decipiens</i>		2	2	
<i>Cerastium fontanum</i>	1		1	
<i>Cirsium eriophorum</i>				2
<i>Cirsium filipendulum</i>	1			2
<i>Clinopodium vulgare</i>			1	
<i>Conopodium majus</i>		+		
<i>Crataegus monogyna</i>				+
<i>Crepis</i>	2			
<i>Cruciata glabra</i>	1	1	1	
<i>Cynosurus cristatus</i>				2
<i>Dactylis glomerata</i>	1	2	2	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1			
<i>Echium vulgare</i>			1	
<i>Equisetum palustre</i>	2			
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2			

Especie	Station 6	Station 7	Station 8	Station 9
<i>Festuca nigrescens</i>		2	2	
<i>Festuca rubra</i>	1			
<i>Filipendula ulmaria</i>	2			
<i>Galium verum</i>	+	1	1	3
<i>Geum urbanum</i>			2	
<i>Helianthemum nummularium</i>		2		
<i>Helictochloa marginata</i>	1	3	3	
<i>Helleborus viridis</i>				1
<i>Holcus lanatus</i>	1	2	3	
<i>Hypericum perforatum</i>		+	1	
<i>Hypericum tetrapterum</i>	+			
<i>Hypochaeris radicata</i>			1	
<i>Juncus effusus</i>	2			
<i>Knautia arvernensis</i>		1	2	
<i>Lathyrus pratensis</i>			+	
<i>Leontodon hispidus</i>		2	1	
<i>Leucanthemum vulgare</i>			1	
<i>Lotus corniculatus</i>	1	2	1	2
<i>Luzula campestris</i>	1	+		2
<i>Medicago lupulina</i>			1	
<i>Molinia caerulea</i>	3			
<i>Phyteuma pyrenaicum</i>		+		
<i>Plantago lanceolata</i>		1	1	2
<i>Poa pratensis</i>		1		
<i>Polygala vulgaris</i>		+		
<i>Potentilla erecta</i>	1	1		
<i>Potentilla montana</i>		1	1	
<i>Poterium sanguisorba</i>		1	2	
<i>Prunella vulgaris</i>				1
<i>Ranunculus acris</i>			1	
<i>Ranunculus gouanii</i>		1		
<i>Rhinanthus angustifolius</i>		1		1
<i>Rhinanthus</i>				1
<i>Rumex acetosa</i>	1	1	1	1
<i>Scabiosa columbaria</i>		1		
<i>Schedonorus pratensis</i>			1	
<i>Silene nutans</i>		2		+

Especie	Station 6	Station 7	Station 8	Station 9
<i>Silene vulgaris</i>			+	
<i>Stellaria graminea</i>		1	1	
<i>Succisa pratensis</i>	2			
<i>Taraxacum officinale</i>				2
<i>Thymus</i>		1		2
<i>Tractema verna</i>				2
<i>Tragopogon pratensis</i>		1	1	
<i>Trifolium campestre</i>				1
<i>Trifolium montanum</i>		2		1
<i>Trifolium ochroleucon</i>		2	1	
<i>Trifolium pratense</i>	1	2	1	
<i>Trifolium repens</i>		1	1	
<i>Trisetum flavescens</i>		1	2	
<i>Trollius europaeus</i>	1			
<i>Veronica chamaedrys</i>		+	1	
<i>Vicia cracca</i>		1		
<i>Viola cornuta</i>		1		

ANEXO II.4. Inventarios de vegetación de la zona de Portugal.

Tabla II.4.1. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Vila Pouca de Aguiar.

Taxón	191	192	193	194	195	196	197
<i>Agrostis capillaris castellana</i> complex	5	5	5	4	4	1	1
<i>Anagallis tenella</i>							+
<i>Anthemis arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>		+					
<i>Anthoxanthum aristatum</i> subsp. <i>aristatum</i>			+	3	4	3	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	3		2		1		3
<i>Arnica montana</i> subsp. <i>atlantica</i>			+				
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>		4		5	+	4	
<i>Brachypodium rupestre</i>				+			
<i>Briza maxima</i>				1			
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>		3					
<i>Carex binervis</i>						+	+
<i>Carex caryophyllea</i>							
<i>Carex cuprina</i>							
<i>Carex divisa</i>							
<i>Carex divulsa</i>							
<i>Carex echinata</i>							+
<i>Carex leporina</i>	+				+		
<i>Carum verticillatum</i>	4		3		2	+	1
<i>Centaurea nigra</i> subsp. <i>rivularis</i>				+		+	
<i>Cerastium glomeratum</i>		+					+
<i>Chamaemelum nobile</i>	1	+	+	+	1	2	2
<i>Crepis capillaris</i>		+		+			
<i>Cynosurus cristatus</i>	2						
<i>Dactylis gr. glomerata</i>				+			
<i>Dactylorhiza maculata</i>	+		+		+		+
<i>Danthonia decumbens</i>					+		+
<i>Echium plantagineum</i>		1					
<i>Festuca rothmaleri</i>	2		5		4	+	4
<i>Frangula alnus</i>			+				
<i>Holcus lanatus</i> subsp. <i>lanatus</i>	4	2	4	+	1		3
<i>Holcus mollis</i>					1	1	

Taxón	191	192	193	194	195	196	197
<i>Hypericum humifusum</i>					+		
<i>Hypochaeris radicata</i>		+	+	1	+	1	+
<i>Jasione montana</i>			+	+	+		
<i>Juncus acutiflorus</i>	+		+				+
<i>Juncus effusus</i>							+
<i>Juncus squarrosus</i>					1		
<i>Leontodon taraxacoides s.l.</i>						+	+
<i>Lepidium heterophyllum</i>		1					
<i>Lotus pedunculatus</i>	4		+	+	+	+	1
<i>Luzula campestris</i>			+		+		
<i>Malva tournefortiana</i>				+		+	
<i>Mentha pulegium</i>	+						
<i>Myosotis secunda</i>	+						+
<i>Ornithopus compressus</i>		+					
<i>Parentucellia viscosa</i>							+
<i>Pedicularis sylvatica subsp. lusitanica</i>					+		
<i>Plantago lanceolata</i>	+	1	1	1	+	1	1
<i>Potentilla erecta</i>			+		+		+
<i>Prunella vulgaris</i>	+						+
<i>Quercus pyrenaica (frut)</i>						+	
<i>Ranunculus flammula</i>	1						1
<i>Ranunculus gr. bulbosus</i>	+		1	+	1	+	
<i>Raphanus raphanistrum</i>		+					
<i>Rhinanthus minor</i>	+	+	3				+
<i>Rumex acetosa subsp. acetosa</i>		+					
<i>Rumex acetosella subsp. angiocarpus</i>		+	+	2		4	
<i>Scutellaria minor</i>					+		
<i>Senecio jacobaea</i>						+	
<i>Serapias cordigera</i>					+		+
<i>Trifolium cernuum</i>		2					
<i>Trifolium dubium</i>	2		+				+
<i>Trifolium pratense</i>	2	1					
<i>Trifolium repens</i>		1					+
<i>Trifolium strictum</i>		3					
<i>Vulpia bromoides</i>	+	1		3	+	2	

Continuación Tabla II.4.1.

Taxón	198	199	200	201	202	203	204
<i>Adenocarpus complicatus</i> (frut.)						+	+
<i>Agrostis capillaris castellana</i> complex	5	5	3	3	2	4	4
<i>Anthoxanthum aristatum</i> subsp. <i>aristatum</i>	3	2	1	5		5	4
	+				5		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>							
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>	5		5	4		+	4
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>			2	1			
	+					+	+
<i>Campanula lusitanica</i>							
					1		
<i>Carex leporina</i>							
	+	+			2	1	
<i>Carum verticillatum</i>							
<i>Centaurea langei</i> subsp. <i>langei</i>				1			
				1			
<i>Chamaemelum mixtum</i>							
			1		+		
<i>Chamaemelum nobile</i>							
					+		
<i>Cirsium filipendulum</i>							
			+				+
<i>Crepis capillaris</i>							
	+						
<i>Dactylorhiza maculata</i>							
				1		+	+
<i>Echium plantagineum</i>							
	+	5	+		2	4	
<i>Festuca rothmaleri</i>							
<i>Holcus lanatus</i> subsp. <i>lanatus</i>	2		+		2	+	
	+	+					
<i>Holcus mollis</i>							
	1	+	1	2		+	1
<i>Hypochaeris radicata</i>							
		+				+	+
<i>Jasione montana</i>							
					1		
<i>Juncus effusus</i>							
			+	1		+	1
<i>Leontodon taraxacoides</i> s.l.							
	+				+	+	
<i>Lotus pedunculatus</i>							
							1
<i>Lupinus gredensis</i>							

Taxón	198	199	200	201	202	203	204
<i>Luzula campestris</i>					+		
<i>Ornithopus perpusillus</i>				+			3
<i>Parentucellia viscosa</i>					+		+
<i>Plantago lanceolata</i>	1		+	+	+	+	1
<i>Potentilla erecta</i>	+						
<i>Prunella vulgaris</i>					+		
<i>Quercus pyrenaica (frut)</i>							+
<i>Ranunculus gr. bulbosus</i>	1	+			1		+
<i>Rhinanthus minor</i>	+		+	+	5	+	
<i>Rumex acetosa subsp. acetosa</i>					+		
<i>Rumex acetosella subsp. angiocarpus</i>	+	+		1		+	1
<i>Stellaria graminea</i>					+		
<i>Trifolium dubium</i>	+				2	+	
<i>Trifolium pratense</i>					+		
<i>Trifolium repens</i>					+		
<i>Trifolium strictum</i>				2		2	
<i>Vulpia bromoides</i>		+	1	1			

Continuación Tabla II.4.1.

Taxón	205	206	207	208	209	210	211
<i>Agrostis capillaris castellana complex</i>	2	2		2	3	3	4
<i>Anthoxanthum aristatum subsp. aristatum</i>			3			4	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	4	3		4	1		5
<i>Arnica montana subsp. atlantica</i>	+						
<i>Arrhenatherum elatius subsp. bulbosum</i>			2		+	5	
<i>Briza minor</i>		+					

Taxón	205	206	207	208	209	210	211
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>			1				
<i>Bromus racemosus</i>		+			1		
<i>Cardamine pratensis</i>					+		
<i>Carex binervis</i>		4					
<i>Carex laevigata</i>	+			+			
<i>Carex leporina</i>	+			+	+		3
<i>Carex viridula</i> subsp. <i>viridula</i>		+					
<i>Carum verticillatum</i>	2	3		3	+	+	+
<i>Chamaemelum nobile</i>	2	1		5		+	
<i>Cynosurus cristatus</i>	1	3		1			
<i>Dactylorhiza maculata</i>	+						
<i>Danthonia decumbens</i>	+	+					
<i>Echium plantagineum</i>			+				
<i>Echium salmanticum</i>	+						
<i>Festuca rothmaleri</i>	2	2		3			
<i>Galium papillosum</i> subsp. <i>helodes</i>					+		
<i>Holcus lanatus</i> subsp. <i>lanatus</i>	4	3	+	3	5		4
<i>Holcus mollis</i>						1	
<i>Hypochaeris radicata</i>		+	1			+	+
<i>Jasione montana</i>						+	
<i>Juncus acutiflorus</i>		+		+	+		
<i>Juncus effusus</i>					+		+
<i>Leontodon taraxacoides</i> s.l.		1	+	+			
<i>Lotus pedunculatus</i>	2	+		1	+	+	3
<i>Luzula campestris</i>		+					
<i>Malva tournefortiana</i>			1				

Taxón	205	206	207	208	209	210	211
<i>Mentha pulegium</i>		2		+			
<i>Ornithopus perpusillus</i>	+		+				
<i>Parentucellia viscosa</i>		+			+		
<i>Plantago lanceolata</i>	1	1	+	2	+	1	+
<i>Poa pratensis</i>					+		
<i>Potentilla erecta</i>	+						
<i>Prunella vulgaris</i>	+	1		+			+
<i>Ranunculus gr. bulbosus</i>	+		+	+	+	+	1
<i>Rhinanthus minor</i>	2	+	1		+		
<i>Rumex acetosella subsp. angiocarpus</i>			1				
<i>Scutellaria minor</i>					+		
<i>Serapias cordigera</i>	+	+		+			
<i>Trifolium dubium</i>	1	2		+	+	+	+
<i>Trifolium pratense</i>	2	+		+			1
<i>Trifolium repens</i>	+	+	+		+		1
<i>Trifolium striatum s.l.</i>			+				
<i>Trifolium strictum</i>	+		1			+	
<i>Veronica acinifolia</i>					+		
<i>Vulpia bromoides</i>		+	1			+	

Continuación Tabla II.4.1

Taxón	212	213	214	215	216	217
<i>Achillea millefolium</i>			+			
<i>Agrostis capillaris castellana complex</i>	3	4	4	3	3	2
<i>Anthoxanthum aristatum subsp. aristatum</i>	3		+		1	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			3	3		

Taxón	212	213	214	215	216	217
<i>Arrhenatherum elatius</i> <i>subsp. bulbosum</i>	3			4		
<i>Bellis annua</i>					+	
<i>Bromus hordeaceus subsp.</i> <i>hordeaceus</i>	+					
<i>Bromus racemosus</i>					3	3
<i>Campanula lusitanica</i>			+			
<i>Cardus carpetanus</i>	+					
<i>Carex divisa</i>						1
<i>Carex gr. muricata</i>					+	1
<i>Carex leporina</i>		1	+		+	
<i>Carum verticillatum</i>		1	2			
<i>Centaurea nigra subsp.</i> <i>rivularis</i>			+	1		
<i>Cerastium diffusum subsp.</i> <i>diffusum</i>						+
<i>Chamaemelum nobile</i>	2	3		2		
<i>Cirsium filipendulum</i>			+	+		
<i>Convolvulus arvensis</i>					2	2
<i>Crepis capillaris</i>			+			
<i>Cynosurus cristatus</i>		3			+	+
<i>Dactylis gr. glomerata</i>			+			
<i>Dactylorhiza maculata</i>				+		
<i>Festuca arundinacea</i>					+	+
<i>Festuca rothmaleri</i>	2	3	4	3	+	
<i>Galium broterianum</i>			+			
<i>Galium verum subsp. verum</i>					+	1
<i>Gaudinia fragilis</i>					2	1
<i>Holcus lanatus subsp.</i> <i>lanatus</i>		4	3		2	1

Taxón	212	213	214	215	216	217
<i>Holcus mollis</i>				1		
<i>Hordeum geniculatum</i>					3	+
<i>Hypochaeris radicata</i>	1		+	1	+	+
<i>Juncus acutiflorus</i>		+				
<i>Juncus effusus</i>	+		+			
<i>Leontodon taraxacoides s.l.</i>		+		+		
<i>Lepidium heterophyllum</i>					+	+
<i>Linaria elegans</i>			+			
<i>Lotus glaber</i>					+	1
<i>Lotus pedunculatus</i>		1	+	+		
<i>Luzula campestris</i>					+	1
<i>Ornithopus perpusillus</i>	+		+	2		
<i>Plantago lanceolata</i>	2				+	+
<i>Poa trivialis subsp. trivialis</i>					2	3
<i>Potentilla erecta</i>			+			
<i>Potentilla reptans</i>					1	
<i>Ranunculus gr. bulbosus</i>	+	2	2		1	+
<i>Rumex acetosella subsp. angiocarpus</i>	1			+	1	
<i>Spergula arvensis</i>				+		
<i>Thymus pulegioides</i>			+			
<i>Trifolium dubium</i>	3	4	+	1	+	1
<i>Trifolium pratense</i>		3		2	+	1
<i>Trifolium repens</i>	+	+	+	2		
<i>Ulex minor</i>				+		
<i>Vulpia bromoides</i>	2			+	2	1

Tabla II.4.2. Inventarios de vegetación con las correspondientes abundancias en las parcelas de Bragança.

Taxón	218	219	220	221	222	223	224
<i>Achillea millefolium</i>			1		+		
<i>Agrostis capillaris castellana complex</i>			1	2	2		
<i>Aira caryophylla s.l.</i>			+	+			
<i>Allium vineale</i>			+				
<i>Alopecurus arundinaceus</i>	1						1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		+	1	2	1	2	1
<i>Arrhenatherum elatius subsp. bulbosum</i>			3	1			
<i>Avena barbata s.l.</i>			2				
<i>Briza media</i>					+		
<i>Bromus diandrus</i>			1				
<i>Bromus hordeaceus subsp. hordeaceus</i>			2		1		
<i>Bromus racemosus</i>	2	+	1	1	2	1	1
<i>Carex binervis</i>						+	
<i>Carex cuprina</i>		+					
<i>Carex gr. muricata</i>		+					
<i>Carex hirta</i>							+
<i>Carex leporina</i>		+				+	
<i>Carum verticillatum</i>	+	2				1	
<i>Convolvulus arvensis</i>		+	1	2			
<i>Crepis capillaris</i>			+		+		
<i>Cynosurus cristatus</i>	2	+	+	1	1	+	+
<i>Cyperus longus</i>	2					+	2
<i>Danthonia decumbens</i>		+					
<i>Deschampsia cespitosa subsp. cespitosa</i>		4				+	
<i>Eryngium campestre</i>			+				
<i>Festuca arundinacea</i>	2	+		4		2	

Taxón	218	219	220	221	222	223	224
<i>Festuca rothmaleri</i>		3			4	1	+
<i>Filipendula ulmaria</i>					+		
<i>Galium palustre</i>	+						
<i>Galium verum subsp. verum</i>			1				
<i>Hieracium cf. castellanum</i>			+				
<i>Holcus lanatus subsp. lanatus</i>	3	1	1	3	2	2	4
<i>Hypochaeris radicata</i>	+	+	+	1	1	1	+
<i>Juncus acutiflorus</i>		1					
<i>Juncus squarrosus</i>		+					
<i>Lepidium heterophyllum</i>			+	+			
<i>Lolium perenne</i>					1	+	1
<i>Lotus glaber</i>				3	+		
<i>Lotus pedunculatus</i>					+		
<i>Mentha pulegium</i>		+					
<i>Mentha suaveolens</i>					1		1
<i>Ononis spinosa</i>			3	1			
<i>Phalaris tuberosa</i>					1		
<i>Plantago lanceolata</i>			1	2	2	1	1
<i>Poa pratensis</i>			+				+
<i>Poa trivialis subsp. trivialis</i>	1					1	1
<i>Potentilla reptans</i>			1	+			
<i>Ranunculus gr. bulbosus</i>				1		1	
<i>Ranunculus repens</i>	2				+		2
<i>Rhinanthus minor</i>				+	+	+	
<i>Rubus lainzii</i>					+		
<i>Rumex acetosa subsp. acetosa</i>	+						

Taxón	218	219	220	221	222	223	224
<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>angiocarpus</i>			1	1	+		
<i>Sanguisorba minor</i> s.l.			2	2	+		
<i>Sherardia arvensis</i>			+				
<i>Trifolium campestre</i>				+			
<i>Trifolium dubium</i>	1			+	2	1	
<i>Trifolium fragiferum</i>	2			1		2	1
<i>Trifolium pratense</i>	2	1		2	2	2	3
<i>Trifolium repens</i>	3			1	3	1	3
<i>Trisetum flavescens</i> subsp. <i>flavescens</i>			2	2			
<i>Vicia hirsuta</i>							+
<i>Vulpia bromoides</i>			2				

Continuación Tabla II.4.2.

Taxón	225	226	227	228	229	230	231
<i>Achillea millefolium</i>				3	2		
<i>Agrostis capillaris</i> castellana <i>complex</i>	1	4		5	5	1	1
<i>Aira caryophylla</i> s.l.						+	
<i>Angelica major</i>				+			
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Apium nodiflorum</i>			+				
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>	3	+		1	2	2	
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>						+	
<i>Bromus racemosus</i>	1	+	2			1	2
<i>Carex binervis</i>		1					
<i>Carex flacca</i> (=C. <i>glauca</i>)	+						
<i>Carex hirta</i>	+						

Taxón	225	226	227	228	229	230	231
<i>Carex laevigata</i>		+					
<i>Carex leporina</i>			1		+		
<i>Carum verticillatum</i>				1	+		
<i>Cerastium fontanum subsp. vulgare</i>			1			+	
<i>Chamaemelum nobile</i>					+		
<i>Convolvulus arvensis</i>		1				+	
<i>Crepis capillaris</i>					+		
<i>Cynosurus cristatus</i>	2	1	2	1		1	1
<i>Cyperus longus</i>	2	1	1		+		+
<i>Dactylis gr. glomerata</i>					1		
<i>Daucus carota subsp. carota</i>						1	
<i>Festuca arundinacea</i>	3	3	2				
<i>Festuca rothmaleri</i>		1	1			1	
<i>Filipendula ulmaria</i>	+						
<i>Galium broterianum</i>					1		
<i>Galium palustre</i>			1				
<i>Geranium dissectum</i>	1						
<i>Holcus lanatus subsp. lanatus</i>	3	2	4	1	2	3	+
<i>Hypochaeris radicata</i>	1	1	2	2	1	1	2
<i>Juncus acutiflorus</i>			+	1	+		
<i>Leontodon taraxacoides s.l.</i>		1					
<i>Linum bienne</i>						+	
<i>Lolium perenne</i>		+	+			1	2
<i>Lolium rigidum</i>		+					
<i>Lotus glaber</i>		1					
<i>Lotus pedunculatus</i>	2		2				

Taxón	225	226	227	228	229	230	231
<i>Mentha suaveolens</i>	1	1		+		+	1
<i>Ononis spinosa</i>						+	
<i>Plantago lanceolata</i>	1	3	1	3	1	2	2
<i>Poa pratensis</i>	1						
<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>trivialis</i>			2			+	
<i>Potentilla reptans</i>	1						
<i>Prunella vulgaris</i>				+			
<i>Ranunculus</i> gr. <i>bulbosus</i>		+	1	1		1	
<i>Ranunculus repens</i>			+				
<i>Rhinanthus minor</i>	+	1	1	+	+	1	2
<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i>	1			+	+		
<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>angiocarpus</i>					+		
<i>Rumex conglomeratus</i>			+				
<i>Rumex crispus</i>		+					+
<i>Sanguisorba minor</i> s.l.		+				1	+
<i>Stellaria graminea</i>	1						
<i>Trifolium dubium</i>	2	1	2			1	1
<i>Trifolium pratense</i>	2	3	2	+	+	1	1
<i>Trifolium repens</i>	2	1	2	+		3	3
<i>Trisetum flavescens</i> subsp. <i>flavescens</i>						2	
<i>Vicia lutea</i>	+						

Continuación Tabla II.4.2.

Taxón	232	233	234	235	236	237
<i>Achillea millefolium</i>					+	
<i>Agrostis capillaris</i> <i>castellana</i> complex	2		1	2	1	1
<i>Aira caryophyllea</i> s.l.	1				1	

Taxón	232	233	234	235	236	237
<i>Anthemis arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>					+	
	2	2	1	2	3	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>						
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>	3		+	3	2	
	1					
<i>Avena barbata</i> s.l.						
<i>Avenula (Helictotrichon) marginata</i>	1					
	+					
<i>Briza media</i>						
<i>Bromus hordeaceus</i> subsp. <i>hordeaceus</i>					+	
	+			1	+	+
<i>Bromus racemosus</i>						
		+				
<i>Carex binervis</i>	+					
<i>Carex caryophyllea</i>						
		1				
<i>Carex gr. muricata</i>						
		+				
<i>Carex leporina</i>						
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>		+				
	+		+		2	
<i>Convolvulus arvensis</i>	+					
<i>Crepis capillaris</i>	+	+	1	2	2	2
<i>Cynosurus cristatus</i>		1				2
<i>Cyperus longus</i>	+		+			
<i>Dactylis gr. glomerata</i>	+					
<i>Danthonia decumbens</i>	+	1			1	
<i>Festuca arundinacea</i>	+	2				
<i>Festuca rothmaleri</i>		1				
<i>Galium palustre</i>						
<i>Holcus lanatus</i> subsp. <i>lanatus</i>	1	1	4	2	2	2
	+	+	+	1	2	1
<i>Hypochaeris radicata</i>		1				+
<i>Juncus acutiflorus</i>		3				
<i>Juncus effusus</i>						
				+	+	
<i>Leontodon taraxacoides</i> s.l.						

Taxón	232	233	234	235	236	237
<i>Lepidium heterophyllum</i>					+	
<i>Linum bienne</i>	+					
<i>Lolium multiflorum</i>			2			
<i>Lolium perenne</i>					1	
<i>Lotus pedunculatus</i>		2				1
<i>Mentha pulegium</i>		1				
<i>Mentha suaveolens</i>		+		+	1	1
<i>Ononis spinosa</i>	2					
<i>Ornithopus compressus</i>					+	
<i>Plantago lanceolata</i>	+	2	3	2	2	3
<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>trivialis</i>		1				
<i>Prunella laciniata</i>	+					
<i>Prunella vulgaris</i>						+
<i>Ranunculus gr. bulbosus</i>	+	1		1		1
<i>Ranunculus repens</i>		2				
<i>Rhinanthus minor</i>	1		+	2	2	3
<i>Rubus lainzii</i>				+		
<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i>				1	+	+
<i>Rumex crispus</i>			+			
<i>Rumex papillaris</i>	+					
<i>Sanguisorba minor</i> s.l.	2			+	2	
<i>Stellaria graminea</i>						1
<i>Trifolium dubium</i>	1			2	2	3
<i>Trifolium pratense</i>	2	1	3	2	3	1
<i>Trifolium repens</i>		2	2	2	2	3
<i>Trifolium striatum</i> s.l.				+		

Taxón	232	233	234	235	236	237
<i>Trisetum flavescens</i> subsp. <i>flavescens</i>	+					
<i>Verbena officinalis</i>				+		
<i>Veronica officinalis</i>	+					
<i>Vicia angustifolia</i>	1					
<i>Vulpia bromoides</i>	3			2	2	

Continuación Tabla II.4.2.

Taxón	238	239	240	241
<i>Agrostis capillaris</i> castellana complex	2	2		+
<i>Aira caryophylla</i> s.l.			+	1
<i>Anthemis arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>		+	+	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>				+
<i>Aphanes australis</i>			+	+
<i>Arrhenatherum elatius</i> subsp. <i>bulbosum</i>	+		+	3
<i>Avena barbata</i> s.l.			+	
<i>Brassica barrelieri</i>			+	+
<i>Briza media</i>				+
<i>Bromus racemosus</i>	2	1	2	1
<i>Carduus pycnocephalus</i>			+	
<i>Cerastium diffusum</i> subsp. <i>diffusum</i>		+	+	
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>	+			
<i>Chondrilla juncea</i>			+	+
<i>Convolvulus arvensis</i>	1	1	1	+
<i>Crepis capillaris</i>			+	+
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	1		
<i>Dactylis</i> gr. <i>glomerata</i>	1		+	

Taxón	238	239	240	241
<i>Daucus carota</i> subsp. <i>carota</i>				+
				+
<i>Echium plantagineum</i>	1	+		
<i>Erodium cicutarium</i>				+
<i>Festuca rothmaleri</i>		+		
<i>Gaudinia fragilis</i>	+			
<i>Holcus lanatus</i> subsp. <i>lanatus</i>	3	2	2	+
<i>Hordeum secalinum</i>	+			
<i>Hypochaeris radicata</i>	+	1	1	2
<i>Leontodon taraxacoides</i> s.l.	+	1	1	+
<i>Lolium perenne</i>	3	3		
<i>Lolium rigidum</i>	1			
<i>Lotus castellanus</i>	+		+	
<i>Lotus glaber</i>	+			
<i>Ononis spinosa</i>	2			
<i>Ornithopus compressus</i>				+
<i>Ornithopus perpusillus</i>			+	
<i>Parentucellia latifolia</i>			+	
<i>Plantago coronopus</i>			+	
<i>Plantago lanceolata</i>	2	2	2	1
<i>Poa pratensis</i>	+	+		
<i>Potentilla reptans</i>		+		
<i>Ranunculus</i> gr. <i>bulbosus</i>	+	+		
<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>angiocarpus</i>	1	1	+	1
<i>Rumex crispus</i>			+	
<i>Sanguisorba minor</i> s.l.	+			
<i>Senecio jacobaea</i>				+

Taxón	238	239	240	241
<i>Spergula arvensis</i>			+	
<i>Tolpis barbata</i>			+	
<i>Trifolium arvense</i>				+
<i>Trifolium campestre</i>				+
<i>Trifolium dubium</i>	1		2	3
<i>Trifolium glomeratum</i>	+			
<i>Trifolium pratense</i>	2	2	1	1
<i>Trifolium repens</i>	1	3	4	4
<i>Trifolium striatum s.l.</i>	+			
<i>Trifolium subterraneum</i> <i>subsp. subterraneum</i>	1		2	
<i>Veronica arvensis</i>			+	
<i>Vulpia bromoides</i>	1	+	2	1

Judit Alvarez García

Evaluación edáfica y florística de prados de siega mesófilos en espacios de la Red Natura 2000

Article

Effects of Management Practices on Soil Properties and Plant Nutrition in Hay Meadows in Picos de Europa

Judith Álvarez ^{1,*}, Elías Afif ¹, Tomás E. Díaz ², Laura García ³ and Jose A. Oliveira ⁴ 

¹ Agroforestry Engineering Area, Department of Organisms and Systems Biology, Polytechnic School of Mieres, University of Oviedo, 33600 Mieres, Asturias, Spain; elias@uniovi.es

² Botanical Area, Department of Organisms and Systems Biology, Faculty of Biology, University of Oviedo, 33071 Oviedo, Asturias, Spain; tediaz@uniovi.es

³ Institute of Natural Resources and Territorial Planning, University of Oviedo, 33600 Mieres, Asturias, Spain; laura.indurot@uniovi.es

⁴ Plant Production Area, Department of Organisms and Systems Biology, Polytechnic School of Mieres, University of Oviedo, 33600 Mieres, Asturias, Spain; oliveira@uniovi.es

* Correspondence: UO81490@uniovi.ES; Tel.: +34-687-831-289

Abstract: Fertilization and mowing affects the physico-chemical properties of soils, as well as the characteristics of the plants growing on them. Changes in the management techniques are causing semi-natural grasslands to disappear all over Europe. These grasslands host a great amount of diversity, thus their conservation is a top priority. This work studies whether the kind of management has an influence on the soil properties and the foliar content in macronutrients in 25 hay meadows located in Picos de Europa (10 in Asturias, 10 in Castilla y León and 5 in Cantabria). Soils at a 0–20 cm depth showed a high content of organic matter and a low C/N ratio. Effective cation exchange capacity was adequate for a texture, which varied from sandy clay loam to loam, with an average clay content of 17%. Mean values of foliar nutrient concentrations showed a deficiency in K. In this study, management practices were shown to affect some properties of the soils, namely pH, sand percentage and exchangeable K and Ca, to different extents. The highest values of pH and exchangeable Ca were significantly correlated with the least intensive management.

Keywords: grasses; legumes; meadows management; plant analyses; soil characteristics



Citation: Álvarez, J.; Afif, E.; Díaz, T.E.; García, L.; Oliveira, J.A. Effects of Management Practices on Soil Properties and Plant Nutrition in Hay Meadows in Picos de Europa. *Environments* **2021**, *8*, 38. <https://doi.org/10.3390/environments8050038>

Academic Editor:
Christopher Bryant

Received: 24 January 2021
Accepted: 23 April 2021
Published: 25 April 2021

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Hay meadows have been included in Habitat Directive 92/43 EEC (Environment-European Commission) as Habitat 6510 (Low-Land meadows, alliance *Arrhenatherion* [1]) and Habitat 6520 (Mountain meadows, alliance *Trisetum-Polygonum bistortae* [2]) because of their high plant and animal diversity [3]. These ecosystems are suffering regression everywhere in Europe due to changes in management practices [4]. Traditional management of hay meadows is only retained in Romania, Bulgaria, North-western Portugal, Northern Spain and Pyrenees [5]. The biggest threats to hay meadows are the intensification of management, where the topography allows for it, and abandonment of areas that are difficult to access. To obtain the high yields that are characteristic of intensive systems, the use of fertilizers is necessary. This creates an environment in which only some productive species survive (very competitive species that respond to nutrient supply growing rapidly and outcompeting other species), the landscape changes and strategical habitats are destroyed. This degenerative process leads to diversity loss [4], which also happens in other natural agricultural contexts, such as those related to pasture management [6] or to in situ conservation as hay meadows are environments rich in crop wild relatives and/or endangered species [6,7]. However, abandonment reduces the frequency of the perturbation, which greatly favors the herbaceous species, and in the mid and long term leads to communities richer in ligneous species, which are generally less diverse [8]. Hay

meadows play an important role in the production of milk and meat and for this reason it is important to determine the contents of nutrients in semi-natural meadows [9,10].

Land use changes affect vegetation composition, structure and processes, as well as soil physics and chemistry [11]. Organic matter, total nitrogen and pH show lower values in cultivated and grazing land than in forests and the opposite is true for phosphorus [12,13]. Grassland management usually includes grazing, mowing and fertilization. Grazing has remarkable effects on soil physical properties (soil porosity, bulk density, etc.) primarily by trampling, whose effects depend heavily on animal type and grazing intensity [14]. Livestock also affects soil biochemical properties, such as pH, soil organic matter and total N, through excreta deposition and defoliation [14]. Mowing may have an effect on soil physical properties due to degradation of soil structure and a decrease of soil organic matter by plant biomass removal. However, an intermediate mowing intensity is favorable and can be integrated into grassland management without deteriorating soil physical properties if meadows are managed for conservation purposes [14]. There are also several examples of effects on soil chemical properties produced by long-term mowing, such as nutrient content and plant uptake increase [14].

Studies on fertilization have sometimes produced contradictory results, which may respond to differences in yields, plant litter quality and soil aggregation [14]. Messiga et al. [15] found that phosphorus in the soil was increased by the application of P fertilizers, and soil pH was decreased by N application, which also affected the availability of exchangeable cations, while total carbon was not affected by either N or P fertilization. In a long-term experiment in a wet grassland under different NPK fertilization treatments [16], the results showed that land use was more important in soil acidification than fertilizers themselves. According to the same study, organic soil carbon and available K fluctuated substantially according to fertilizer rates, while total nitrogen, C:N ratio and available P showed less dramatic changes. In another experiment, after 45 years of fertilization there were significant effects on the concentrations of plant-available P, K and Ca, but none on organic C, soil total N or C:N ratio [17]. However, differences between different PK or NPK fertilization treatments were small. In Northern Europe, the intensive use of fertilizers during the second half of the 20th century gave the origin great P surpluses, which led to the introduction of measures to control P losses [18]. The effects of N fertilizers, even in large quantities, disappear within ten years since the last application, whereas the effects of P fertilizers last for more than 25 years after the last addition [19].

The European project Interreg SUDOE “SOS PRADERAS” SOE1/P5/E0376 aims at trying to avoid the disappearance of human-managed hay meadows and their associated biodiversity by promoting the sustainable management of these habitats in the areas of the Territorial Cooperation Programme for South Western Europe (SUDOE).

This work, framed within the “SOS PRADERAS” project, focuses on the National Park of Picos de Europa, North of Spain, which spreads across the Autonomous Communities of Asturias, Castilla y León and Cantabria. The main goal of the study was to evaluate the edaphic features and nutritional status of the plant biomass of hay meadows in 25 plots in this National Park. Meadows were compared to the aim of determining if different types of management have different effects on soil properties and on foliar nutrient concentrations. For this purpose, meadows were arranged in four groups according to the use of fertilizers and the use of a tractor for mowing.

2. Materials and Methods

Picos de Europa is an Atlantic mountain chain located north of the Cantabrian range (Figure 1A). It was the first National Park declared in Spain in 1981. Its exceptional landscape relies on the glacial, fluvial and karstic carving in a high mountain environment under an Atlantic climate [20]. From a geological point of view, limestone is dominant in the massifs; in the Valdeón valley and the high part of Liébana and Sajambre siliciclastic materials are abundant (sandstone, slate and conglomerates), whereas in the low part of Sajambre, carbonate and siliciclastic materials coexist. Picos de Europa represents the

greatest limestone formation of the Atlantic Europe, with chasms reaching up to 1000 m deep and lakes and erosion from a glacial origin [21]. Soils in Picos de Europa have been classified as Cryorthents and Eutrochrepts [22].

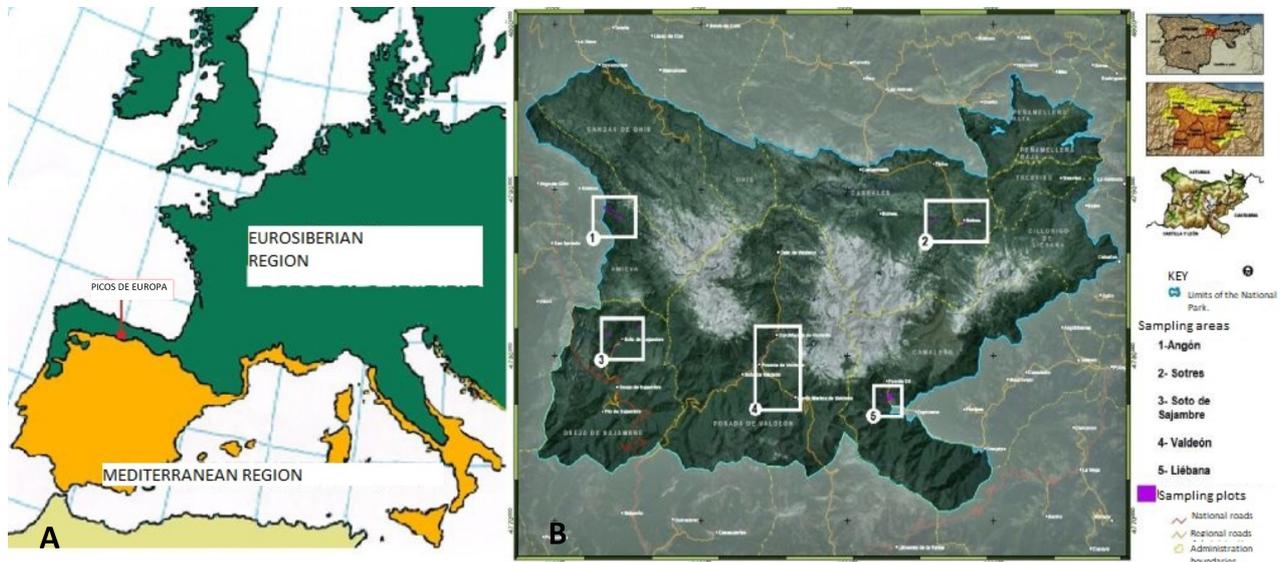


Figure 1. (A): Approximate location of the National Park of Picos de EUROPA. (B): Location of the sampling areas.

Natural and semi-natural grasslands are considered natural habitat types of community interest mentioned in Habitat Directive 92/43 EEC, whose protection requires the designation of special areas of conservation. Special areas of conservation are in danger of disappearance from their natural range, have a restricted natural range (either intrinsically or because of regression), or are remarkable examples of typical characteristics of one of the five following biogeographical regions: Alpine, Atlantic, Continental, Macaronesian and Mediterranean. Mesophile grasslands include lowland meadows (Habitat 6510) and mountain meadows (Habitat 6520). Both habitats are species rich, established on deep, rich soils, maintained by similar human management, though the latter are usually the first to be abandoned because they are more difficult to access [2]. Some characteristic species of Habitat 6510 are grasses like *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Holcus lanatus*, etc and legumes like *Trifolium pratense*, *Lathyrus pratensis* or *Vicia cracca* [1]. Among the most characteristic species of Habitat 6520 are *Heracleum sphondylium subsp. pyrenaicum*, *Astrantia major*, *Crepis pyrenaica*, *Polygonum bistorta* or *Trisetum flavescens*. Both habitats share a great number of species, such as *D. glomerata*, *A. elatius*, *T. pratense*, *T. repens*, *Achillea millefolium*, *Tragopogon pratensis*, and so on, which, together with the overlapping of their distribution areas, makes it difficult to differentiate them clearly. The main difference is that habitats 6520 are situated in less accessible locations, at a higher altitude, in places with cooler conditions and more edaphic humidity [2].

Sampling was carried out in June–July 2017 in 25 plots spread about 5 different areas of Picos de Europa: Angón and Sotres in Asturias, Soto de Sajambre and Valdeón in Castilla y León and Liébana in Cantabria (Figure 1B). All meadows belong to the Natura 2000 network and are representative of the typical landscape of Picos de Europa. The main factor for their selection was the fact that all of them are mown in order to harvest the hay in summer and are subject to extensive traditional management. The chosen meadows had to be owned or exploited by farmers willing to be interviewed. Each chosen meadow constituted one plot. The smallest meadows were found in Valdeón, with an average size of 0.06 ha each, while the largest meadows were found in Liébana, with an average size of 0.36 ha. Meadows in the rest of the locations were more similar in size and covered around 0.25 ha each. Altitude ranges from 710 m to 1270 m; the highest and steepest (14% on average) meadows are found in the area of Sotres-Pandébano, whereas the lowest meadows with the slightest slopes (3% on

average) are found in Angón. Annual mean temperature and precipitation was 12 °C and 1700 mm, respectively, in the highest areas, while in the lowest areas, it was 13 °C and 800 mm, respectively.

2.1. Farmers Interviews

Stakeholders were interviewed [23,24] to determine the type of mowing (with or without use of tractor) and whether or not there was fertilization, either organic or mineral. In total, 14 farmers were interviewed who manage the meadows object of sampling. Only four farmers were owners of the meadows that they used. It is common in the area that the same farmer often manages several meadows, some of which usually belong to other farmers. The interviews either took place at the farmer's home or in the meadows, while they were working, and lasted between thirty and forty-five minutes. According to the information gathered from these interviews, the management of the meadows has remained the same for the last 23 years on average.

2.2. Edaphic Analyses

Soil sampling was performed with a Dutch auger at 0–20 cm depth in the center of each plot and each sample was made of a mixture of 5 in situ sub-samples randomly taken by going through the plot in zigzag. None of the selected plots had recently been fertilized. Observable edaphic traits, such as color, compactness or stone content at the surface, were recorded on site.

Once at the laboratory, the samples were spread and dried at room temperature, crumbled with a rolling pin and sieved through a 2 mm circular mesh. Then, the physical and chemical analyses were carried out. All analyses were performed in duplicate. pH was measured in H₂O with a glass electrode in a suspension of soil and water (1:2.5) [25], and the electrical conductivity was measured in the same extract (diluted 1:5). Organic matter was determined by the ignition method [26].

Total N was determined by a Kjeldahl digestion [27]. Available P was determined colorimetrically with Mehlich 3 reagent [28]. Exchangeable cations (K, Mg, Na and Ca), extracted with 1 M NH₄Cl, and exchangeable aluminium, extracted with 1 M KCl, were determined by atomic absorption spectrophotometry [29]. Effective cation exchange capacity (ECEC) was calculated as the sum of exchangeable cations and exchangeable Al. To determine the calcium carbonate equivalent, first the sample was treated with an excess of acid (HCl) and the amount of CO₂ released in the reaction was measured; once the samples had cooled, deionized H₂O and a phenolphthalein indicator were added; afterwards, the sample was titrated with NaOH 1N; the carbonate is calculated from the amount of base used in the titration [30]. For active calcium carbonate equivalent determination, the samples were agitated with ammonium oxalate 0.2N for two hours, then centrifuged, and subsequently the supernatant was titrated with KMnO₄ 0.1N. This method quantifies the chemically active carbonate fraction, as well as the Ca in soil solution and adsorbed to the exchange complex. Available boron was calculated by extraction with hot water in a relationship "weight:volume" of 1:2, and visible spectrophotometry using azomethin-H [31]. Particle-size distribution was determined by the pipette method, and sodium hexametaphosphate and Na₂CO₃ were used to disperse the samples [32].

2.3. Nutrient Analyses

Plant biomass sampling was carried out in every plot using a metallic square with an area of 0.25 m² randomly placed on the grass following a trajectory in zigzag and cutting, at ground level, the aerial part of the vegetation within the limits of the square. Three samples were collected in each meadow and then amalgamated into one large sample. To avoid the edge effect (the phenomenon by which borders between adjacent habitats can host different communities from the ones in those habitats [33]), sampling was performed by avoiding the edges of the meadows. During the sampling session, samples were kept in closed bags identified with the date and the code of the corresponding meadow.

After collection, the samples were directly taken to the lab. The journey back to the lab took around two hours. At the lab, the samples were weighed fresh and then the biomass was separated in three groups according to family: grasses, legumes and other families. The classification in these three groups was done from a 200 g subsample and then extrapolated to total weight. After this, the samples were dried in an oven at 70 °C to a constant weight and weighed again. Then, the samples were grinded with an ultracentrifuge rotor mill to obtain a fine powder (sieved with a 0.5 mm screen) with which the chemical analyses were performed twice in each family group. Wet extraction was done using perchloric acid and nitric acid, subsequently diluted with HCl 1N. In this solution, Ca, Mg and K were determined by atomic absorption and P photometrically following combustion for 4 h in a muffle furnace at 450 °C, and dissolution of the ashes with HCl 6N [34]. Total N was determined by Kjeldahl digestion [34]. Analyses were performed in duplicate.

2.4. Statistical Analyses

To compare the effect of meadow management, the sampling area and groups of species, an ANOVA (Analysis of Variance) test was used. The Tukey test ($p < 0.05$) was applied in the case of significant differences. In addition, to study the relationships among the edaphic variables and the nutrient concentrations in the three family groups (grasses, legumes and other families), a principal component analysis (PCA) with a correlation matrix with the Varimax rotation method was performed. The intercorrelation between edaphic variables and the nutrient concentrations was examined by means of the correlation matrix of the variables and variables that did not correlate with any other variables (singularity) or correlated very highly with one or more variables (multicollinearity) were eliminated from the PCA. The variables retained were reduced to six independent linear combinations, i.e. the principal components (PC) of the variables with eigenvalues greater than 1, which cumulatively explained 79.8% of the total variance.

For the study of the influence of the management practices, the plots were distributed in 4 groups: Management 1 corresponds to those plots where the mowing is done with a reaper and there is fertilization (6 plots); Management 2 are those plots mowed with a reaper, but in this case, there is no fertilization (4 plots); Management 3 includes the plots where a tractor is used for mowing and there is fertilization (9 plots); and lastly, Management 4 groups the plots mowed with a tractor but without fertilization (6 plots).

All statistical analyses were performed with the statistical software IBM SPSS Statistics 24 [35].

3. Results

3.1. Farmers Interviews

Forty-six percent of the meadows do not receive any fertilization beyond that coming from the animals and tractors were used in 58% of the meadows. All meadows with the exception of one were used for mowing as well as grazing. 88% of the selected meadows are mowed once a year, with the remaining 12% mowed a second time some years. Half of the meadows are mowed from the end of July onwards and the other half before mid-July, with some of them being mowed as early as the end of June. In most cases, the time of the first cut depends on the altitude. A summary of the results from the interviews regarding fertilization and mowing are presented in Table 1. A more detailed table has been provided as Supplementary Material (Table S1).

Table 1. Results from the interviews for fertilization and mowing technique (Source García and García, 2017 [24]).

Mowing Technique		Meadows (%)
Tractor use	Only tractor	21
	Tractor and/or reaper	8
	Tractor and/or reaper + scythe	29
	Reaper + scythe	42
	Fertilization	
	Only manure	38
	Only slurry	0
	Manure + mineral fertilizer	8
	Slurry + mineral fertilizer	4
	Only mineral fertilizer	4
No fertilization	46	

3.2. Soil Features and Meadow Management

Descriptive analyses of the basic properties of the soils are represented in Table 2. pH values ranged from a minimum of 5.2 in Sotres to a maximum of 6.8 in Valdeón (Mean Standard Error = 0.09), covering from strongly acidic to neutral soils. Plots in Angón have the lowest pH values, below 5.5 (strongly acidic), whereas the plots in Sotres are the ones with more variability, showing values between 5.2 and 6.3. Electrical conductivity in all soils was quite low, fluctuating between a maximum of 0.18 dS m⁻¹ in Liébana (Mean Standard Error = 0.01) and a minimum of 0.05 dS m⁻¹ in Angón, which indicates that these soils have no salinity problems. Regarding texture, the analyzed samples included textures from sandy clay loam to loam, with an average content of clay and sand of 17.1% and 53.6%, respectively. The content of organic matter in the studied soils was high, with a minimum value of 7.9% in Valdeón and a maximum of 15.9% in Angón. Regarding nitrogen, all soils showed a very high content of this nutrient and the minimum (1.1%) as well as the maximum (3.12%) appeared in the area of Liébana. All plots showed a low C/N relationship, with a maximum value of 7.2 in Liébana.

Table 2. Descriptive statistics for the soil general properties and mean values of dry biomass and nutrients concentrations in the meadows.

Parameters	Min.	Max.	Mean	Mean Standard Error	Standard Deviation
Soil properties pH ¹	5.2	6.8	5.9	0.09	0.42
EC ² (dS m ⁻¹)	0.04	0.18	0.10	0.01	0.03
OM ³ (%)	7.9	15.9	11.7	0.33	1.66
N (%)	1.1	3.1	1.9	0.11	0.52
C/N	2.0	7.2	3.8	0.21	1.05
Clay (%)	8.9	34.6	17.1	1.36	6.80
Sand (%)	29.6	75.4	53.6	2.54	12.70
PM3 ⁴ (mg kg ⁻¹)	23.7	53.9	39.9	1.51	7.54
Ca (mol kg ⁻¹)	0.03	0.08	0.06	0.29	1.43
K (mol kg ⁻¹)	0.002	0.01	0.005	0.06	0.27
Mg (mol kg ⁻¹)	0.009	0.04	0.02	0.16	0.78
Na (mol kg ⁻¹)	0.01	0.02	0.02	0.03	0.16
Al (mol kg ⁻¹)	0.01	0.03	0.02	0.14	0.67
ECEC ⁵ (mol kg ⁻¹)	0.08	0.15	0.12	0.34	1.68
CCE ⁶ (%)	1.5	6.5	3.0	0.22	1.11
ACCE ⁷ (%)	0.32	2.3	1.5	0.10	0.47
B ⁸ (mg kg ⁻¹)	3.7	5.1	4.4	0.07	0.36
Bulk Density (g cm ⁻³)	1.3	1.6	1.5	0.01	0.06
Dry matter and mean values of nutrients in the meadows	8.8	32.6	23.7	1.04	5.68
DM ⁹ (%)					

Table 2. Cont.

Parameters	Min.	Max.	Mean	Mean Standard Error	Standard Deviation
DM production (kg ha ⁻¹)	1416	7277	3543	286	1432
N (%)	1.2	2.8	2.1	0.77	3.86
P (%)	0.5	1.3	0.8	0.41	2.06
Ca (%)	0.2	1.0	0.5	0.55	2.72
Mg (%)	0.2	0.7	0.3	0.30	1.53
K (%)	0.4	0.7	0.5	0.13	0.62

¹ pH (H₂O) soil:solution (1:2.5); ² Electrical conductivity (1:5) measured at 25 °C; ³ Organic matter; ⁴ Available P extracted by Mehlich 3 method; ⁵ Effective Cation Exchange Capacity; ⁶ Calcium carbonate equivalent; ⁷ Active Calcium Carbonate Equivalent; ⁸ Available boron; ⁹ Dry matter.

In the case of available phosphorus, all plots showed levels of phosphorus over the critical threshold for extractant Mehlich 3 (30 mg P kg⁻¹) [28], except two plots in Liébana with values of 24.7 mg P kg⁻¹ and 23.7 mg P kg⁻¹. Exchangeable cations and effective cation exchange capacity (ECEC) increased with the percentage of colloids in the soils, being the highest value of 0.15 mol kg⁻¹ in Liébana and the lowest of 0.08 mol kg⁻¹ in the same area. The Ca:Mg relationship in the studied soils showed its highest value (8.2) in Sotres. For the relationship K:Mg, two of the plots in Valdeón showed values higher than 0.5 and up to nine plots spread along the five areas of study showed values under 0.2.

The percentage of calcium carbonate equivalent turned out to be very low, in line with the contents usually presented by acidic soils. Accordingly, active calcium carbonate equivalent percentage was low in all analyzed plots, with a maximum of 2.3 in Sotres. Regarding levels of available boron, the majority of the plots showed concentrations between 1 and 5 mg B kg⁻¹, except two plots in Liébana, which showed concentrations over 5 mg B kg⁻¹.

The results of the analysis of variance in relation to the study areas (Asturias, León and Cantabria) showed significant differences in eight parameters (Table 3). The ANOVA test itself provides only statistical evidence of a difference, but not any statistical evidence as to which mean or means are statistically different. We used a multiple comparison technique (Tukey test at 95% confidence) in ANOVA when we had a significant difference. Each of the factor levels were associated with a grouping letter. If any factor levels have the same letter, then the multiple comparison method did not determine a significant difference between the mean responses. For any factor levels that do not share a letter, a significant mean difference was identified. In Table 3, pH in Cantabria is identified with an “a”, which means that it is significantly different to pH in Asturias, identified with a “b”, but not significantly different to pH in León, identified with “ab”. The highest values of pH, C/N ratio, exchangeable K and Mg, available boron content and sand were found in the plots of Liébana in Cantabria (F = 4.863, *p* < 0.05; F = 4.437, *p* < 0.05; F = 4.735, *p* < 0.05; F = 4.735, *p* < 0.05; F = 3.087, *p* < 0.05; F = 18.993, *p* < 0.001 respectively), while in the case of available P and exchangeable Al, the highest values appeared in Asturias (F = 7.766, *p* < 0.01; F = 11.139, *p* < 0.001, respectively).

Table 3. Mean values of the soil properties with significant differences according to the zone.

ZONE	pH ¹	C/N	PM3 ² (mg kg ⁻¹)	Exchangeable K (mol kg ⁻¹)
Asturias	5.7 b (0.41)	3.3 b (0.72)	45.7 a (3.82)	0.004 b (0.14)
León	6.1 ab (0.40)	3.8 ab (0.63)	36.8 b (4.79)	0.005 b (0.31)
Cantabria	6.2 a (0.15)	4.8 a (1.63)	34.8 b (10.76)	0.008 a (0.24)
ZONE	Exchangeable Mg (mol kg ⁻¹)	Exchangeable Al (mol kg ⁻¹)	Boron (mg kg ⁻¹)	Sand (%)
Asturias	0.02 b (0.45)	0.03 a (0.75)	4.2 b (0.39)	54.4 b (9.88)
León	0.02 ab (0.66)	0.02 b (0.22)	4.4 ab (0.26)	44.1 b (7.36)
Cantabria	0.03 a (1.1)	0.02 b (0.07)	4.7 a (0.35)	71.1 a (3.69)

Statistical significance is indicated with different letters, letter “a” indicating significantly greater values than letter “b”. Means in a column with no common letters are significantly different, Tukey test, *p* < 0.05. Standard deviations are shown in brackets. ¹ pH (H₂O) soil:solution (1:2.5); ² Available P in the soil extracted by the Mehlich 3 method.

The results of ANOVA with management practices as control variable showed significant differences in five edaphic parameters and two foliar nutrients (Table 4). The highest values of pH, electrical conductivity and exchangeable Ca ($F = 6.684$, $p < 0.01$; $F = 5.163$, $p < 0.01$; $F = 0.471$, $p < 0.05$, respectively) were found in unfertilized meadows, while the highest values for exchangeable K and sand percentage ($F = 2.839$, $p > 0.05$; $F = 17.015$, $p < 0.001$, respectively) were found in fertilized meadows. In all these cases, the plots with the highest values were mowed without a tractor.

Table 4. Mean values of the soil properties and foliar nutrient contents with significant differences according to meadow management.

MANAGE. ¹	pH ²	EC ³ dS m ⁻¹	Exchangeable Ca mol kg ⁻¹	Exchangeable K mol kg ⁻¹	Sand %	GFP ⁴ %	GFK ⁵ %
1	6.1ab (0.39)	0.11ab (0.11)	0.06 ab (5.61)	0.007 a (0.36)	71.1 a (3.67)	0.6 ab (2.15)	0.5 ab (0.52)
2	6.4 a (0.34)	0.15 a (0.15)	0.07 a (0.82)	0.006 ab (0.30)	50.8 bc (4.34)	0.5 b (0.95)	0.5 ab (0.84)
3	5.6 b (0.36)	0.09 b (0.09)	0.05 b (1.48)	0.006 ab (0.23)	55.6 b (10.77)	0.9 a (3.23)	0.6 a (0.46)
4	5.9 b (0.20)	0.08 b (0.08)	0.06 ab (1.31)	0.003 b (0.07)	40.9 c (5.59)	0.6 ab (0.94)	0.5 b (0.75)

Statistical significance is indicated with different letters, letter “a” indicating significantly greater values than letter “b”. Means in a column with no common letters are significantly different, Tukey test, $p < 0.05$. Standard deviations are shown in brackets. ¹ Managements: (1) Reaper + Fertilization, (2) Reaper, no fertilization, (3) Reaper+Tractor+Fertilization and (4) Reaper+Tractor, no fertilization; ² pH (H₂O) soil:solution (1:2.5); ³ Electrical conductivity (1:5) measured at 25 °C; ⁴ Foliar content of P in grasses; ⁵ Foliar content of K in grasses.

3.3. Dry Matter and Nutrient Concentration in Grasses, Legumes and Other Families

The group “grasses” was composed of different genera belonging to the family *Poaceae*, many of which are representative of the concerned habitats, such as *Arrhenatherum*, *Dactylis*, *Agrostis*, *Holcus*, *Trisetum*, etc. The group “legumes” included several species from five genus from the family *Fabaceae*: *Trifolium*, *Vicia*, *Lotus*, *Medicago* and *Lathyrus*. The group “other families” included species from any other family: *Asteraceae*, *Apiaceae*, *Rosaceae*, *Lamiaceae*, *Malvaceae*, etc. In this last group, the family *Asteraceae* was the one with a higher number of species present in the sample, followed by *Apiaceae*. However, other families were represented by only one or two species, such as *Linaceae* or *Caprifoliaceae*.

The average content in dry matter oscillated between a minimum of 8.8% (Table 2, Mean Standard Error = 1.04) and a maximum of 32.6%. The three groups had their maximum values of dry matter in plots in Valdeón, these being 37.8% for the grasses, 32.2% for the legumes (these values appeared in the same plot) and 46.9% for the group of other families. The minimum values appeared in Angón for grasses, with a value of 19.6%, in Valdeón for legumes, with a value of 6.9% and in Liébana for the group of other families, with a value of 6.8%.

The average content of foliar N was 2.1%, with a minimum of 1.2% and a maximum of 2.8% (Table 2). However, it is worth noting that these are the values that showed the greatest dispersion among the foliar nutrients, as indicated by the standard deviation (3.86). Looking into the results by families (Table 5), both the minimum and maximum values for foliar N (0.6% and 4.2%) were found in the group of grasses in Angón and Sotres, respectively. The average content in P showed a mean value of 0.8%, with a maximum of 1.3% and a minimum of 0.5%. Similarly to N, the highest (1.4%) and the lowest (0.4%) values attending to the groups of families appeared in grasses, this time in Valdeón and Sotres, respectively. For the average content of Ca, a minimum of 0.2% and a maximum of 1% were found, with the mean value being 0.5%. The group that contained the highest amount of Ca was the group of other families, with a value of 1.4% in a plot in Liébana. Concerning Mg average content, the lowest value was 0.2% and the highest was 0.7%, with a mean value of 0.3%. For the groups of families, the minimum was 0.1% in the legumes and the maximum was 0.8% in the group of other families. However, the dispersion values were not very high (Table 5). Both the maximum and the minimum values were found in plots in Valdeón.

Table 5. Descriptive statistics for the duplicated analyses of leaf nutrient concentrations separated by family.

Foliar Nutrients by Family %	Min.	Max.	Mean	Mean Standard Error	Standard Deviation
Grasses					
N	0.6	4.2	1.2	1.87	9.37
P	0.4	1.4	0.7	0.50	2.51
Ca	0.3	0.5	0.4	0.11	0.53
Mg	0.3	0.6	0.5	0.17	0.83
K	0.4	0.7	0.5	0.16	0.77
Legumes					
N	1.4	3.2	2.3	0.80	4.02
P	0.5	1.2	0.8	0.43	2.16
Ca	0.1	1.4	0.6	1.15	5.75
Mg	0.1	0.8	0.3	0.54	2.70
K	0.4	0.7	0.5	0.16	0.82
Other families					
N	1	3.9	2	1.12	5.58
P	0.5	1.7	0.9	0.51	2.56
Ca	0.1	1.4	0.4	0.90	4.51
Mg	0.1	0.8	0.3	0.62	3.11
K	0.4	0.6	0.5	0.13	0.63

The average content in K fluctuated between a minimum of 0.4% and a maximum of 0.7%, with a mean of 0.5%. K values were the ones with the least dispersion (Standard Deviation = 0.62, Table 1). Considering the different families, the highest value (0.7%) appeared in the group of legumes in Angón and the lowest (0.4%) in the grasses in Valdeón.

The percentage of dry matter, as well as the foliar concentrations of P and Mg, were significantly different among the different groups of species (Table 6) ($F = 17.37$, $p < 0.001$; $F = 2.91$, $p < 0.05$ and $F = 4.651$, $p < 0.05$, respectively). The highest values for dry matter and Mg were found in the grasses, while the highest concentrations of P were found in the group of other families.

Table 6. Mean values of dry matter (DM) and nutrient concentrations with significant differences in grasses, legumes and other families.

Species Group	DM (%)	P (%)	Mg (%)
Grasses	29.4 a (4.53)	0.7 b (2.52)	0.5 a (0.83)
Legumes	20.2 b (7.05)	0.8 ab (2.17)	0.3 b (2.71)
Other families	20.0 b (7.21)	0.9 a (2.58)	0.3 ab (3.12)

Statistical significance is indicated with different letters, letter "a" indicating significantly greater values than letter "b". Means in a column with no common letters are significantly different, Tukey test, $p < 0.05$. Standard deviations are shown in brackets.

As stated above, the foliar content of two nutrients was affected by management type (Table 4). These nutrients were P and K ($F = 3.579$, $p < 0.05$; $F = 4.632$, $p < 0.05$ respectively) and this influence only appeared in the family of grasses. Both foliar P and foliar K reached the highest values in fertilized plots where the tractor was used.

The results of the principal components analysis are shown in Figure 2 as a projection of the variables on the plot of components 1–2 (42.4% of the total variance explained). Some variables (C/N, Ca:Mg, Al) were eliminated from the analysis in order to avoid distortion of the results due to their high correlation with other variables (total N, exchangeable Ca and Mg, and pH, respectively). On the positive side of the first PC, the foliar contents of P and K in grasses (FPGR, FKGR), legumes (FPLE, FKLE) and other families (FPOF, FKOF) and also the foliar content of Mg in grasses (FMgGR) were positively correlated with soil K content and the organic matter percentage in the soil. On the positive side of the second PC, the foliar contents of Ca and Mg in legumes (FCaLE, FMgLE) and in other families

(FCaOF, FMgOF) were positively correlated with total nitrogen in the soil and negatively correlated with soil Ca and Mg contents and pH.

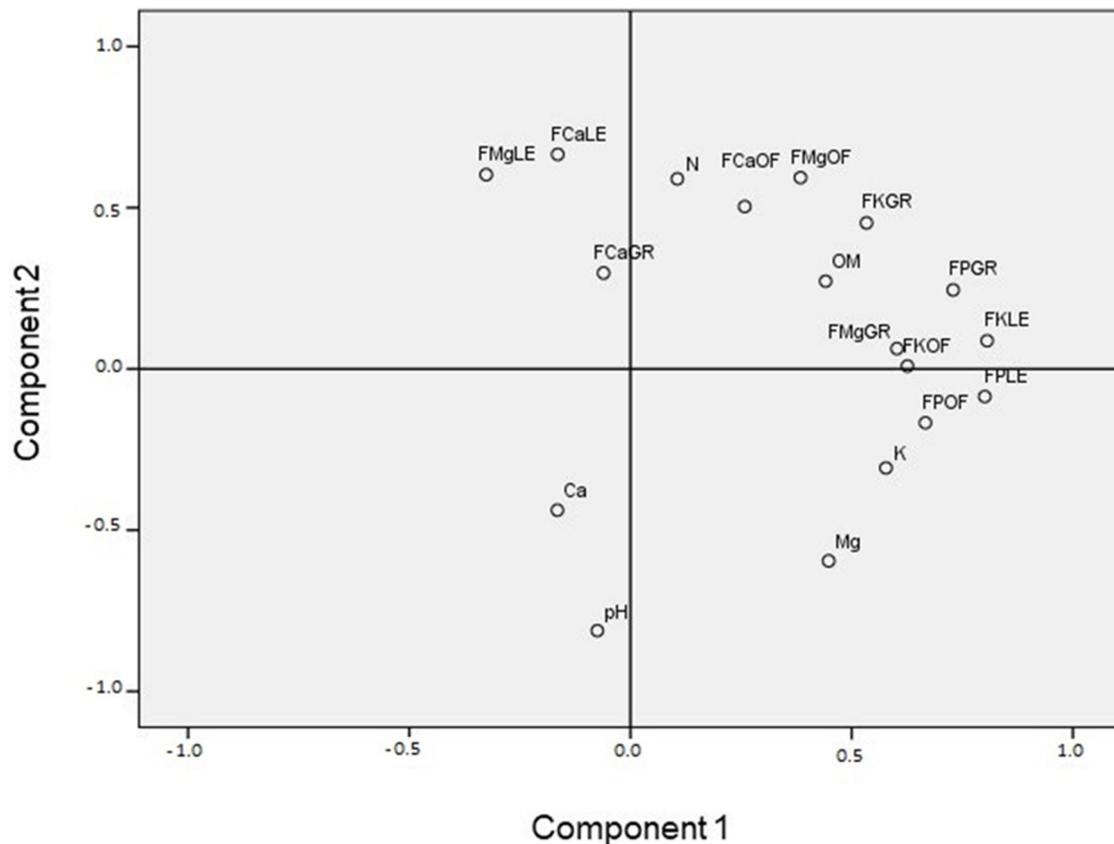


Figure 2. Plot of the principal component analysis with projection of the soil and foliar variables; component 1 as x axis and component 2 as y axis (44.2% of the total variance explained). FMgLE: foliar Mg in legumes; FCaLE: foliar Ca in legumes; FKLE: foliar K in legumes; FPLE: foliar P in legumes, FMgGR: foliar Mg in grasses; FCaGR: foliar Ca in grasses; FKGR: foliar K in grasses; FPGR: foliar P in grasses; FMgOF: foliar Mg in other families, FCaOF: foliar Ca in other families; FKOF: foliar K in other families; FPOF: foliar P in other families; OM: organic matter; N: total soil N; Ca, Mg, K: exchangeable Ca, Mg and K in the soil.

The results of the PCA analysis show that pH was the edaphic variable with the highest proportion of variance explained (highest communality) by the two principal components. K and P content in legumes were the foliar variables with the highest proportion of variance explained by the two principal components (Table S2, Supplementary Materials).

4. Discussion

4.1. Soil Features and Meadow Management

The results of the analyses of the soil properties of the hay meadows studied for this project correspond with the range of values characteristic of humid temperate climate zones [36]. The high values of organic matter are consistent with those usually found in hay meadows in these areas [37]. The low values of C/N found in all the plots point to a fast mineralization of the organic matter with a good production of inorganic nitrogen. The threshold for inorganic N release is a C/N around 15:1 [38]. A C/N under 10 indicates a good inorganic N production [38]. However, the low C/N ratio observed in our results is not necessarily an indicator of increased nitrogen availability, bearing in mind the rapid N loss by lixiviation and its incorporation into certain chemical structures that are hard to break down [33].

It is significant that 23 out of the 25 plots showed values for available P over 30 mg P kg^{-1} , some of them reaching high concentrations, despite the fact that a good proportion of these plots were unfertilized (Excel Spreadsheet 2, Picos de Europa Soil Database, Supplementary Materials).

While the relationship Ca:Mg was clearly balanced, K:Mg ratio showed values under 0.2 in nine plots (Excel Spreadsheet 2, Picos de Europa Soil Database, Supplementary Materials), which indicates either a lack of K or an excess of Mg [39].

Effective cation exchange capacity determined at soil pH is a measure of soil quality that depends greatly on soil texture and organic matter [40]. It represents the capability of the soil to attract and retain exchangeable cations (K, Ca, Mg, etc.) [40]. High contents of organic matter and clay have a large number of negative charges that hold adsorbed cations, which causes ECEC to increase [40]. Several authors have reported evidence of these relationships in different countries and soils. Cation exchange capacity has been found to be higher in soils where clay content is greater [40]. However, in some soils, the correlation between ECEC and clay is negative [12]. In Asturias, ECEC has been found to vary accordingly to clay percentage [41]. Correlations between ECEC and clay are dependent on the mineralogy of clay. Non-expandable clays have low negative charges, and therefore, low CEC, which can explain the lack of correlation between ECEC and clay content [42,43].

The differences in geographic location, altitude and environmental conditions among the meadows account for a certain variability, not only in species composition, but also in their chemical characteristics. Liébana showed the highest concentrations for exchangeable K and Mg (Table 3, $p < 0.05$). For available P and exchangeable Al the highest values appeared in Asturias, which were the more strongly acidic soils, as was clearly stated by the ANOVA and Tukey tests (Table 3, $p < 0.05$). This is unexpected due to the higher P sorption capacities of low-pH soils. Strongly acidic soils are usually deficient in P, as well as other nutrients [44]. The high concentrations of P in acidic soils may be explained by leaching favored by abundant precipitations. This produces an increase in the exchangeable Al in the arable layer by displacing other cations, but, due to its higher adhesion to soil organic and inorganic compounds, phosphorus would not be displaced like other elements, and consequently, its availability would not be reduced [45].

Regarding the ANOVA test with management practices as a control variable, the results show that the highest values of pH, conductivity and exchangeable Ca were found in unfertilized plots, while the highest values of exchangeable K and sand percentage were found in fertilized plots (Table 4, $p < 0.05$). One reason for low pH in fertilized areas could be the repeated application of ammonium based fertilizers, which, upon oxidation, produce strong inorganic acids, which in turn release H^+ ions, lowering the soil pH [13]. The higher values of pH and exchangeable Ca in acidic, non-fertilized soils with a high organic matter content could be explained by mineralization and subsequent release of the exchangeable bases present in organic compounds, and the high N content associated with the formation of NH_4^+ , which consumes protons [46]. Following nitrification from NH_4^+ to NO_3^- would be inhibited [46] and pH would not decrease. Values of soil N and P in fertilized meadows were not significantly different from those in unfertilized meadows. The fact that the results of the ANOVA test do not show any effect of management on soil P concentration indicates that fertilization is not influencing the apparently high availability of P in the soil. In so far as soil P values are more or less the same regardless of the fertilization status of the meadows, it suggests the option to review the management of P fertilizers in these areas. With such values as are seen here, P cannot be considered limiting; hence, there probably will not be a yield response to continuous fertilization. It is possible that the high amounts of organic matter on these areas account for the high concentrations of P and N in the soil, though these also could respond to the management history in the area. It has been suggested that the effects of P and N fertilizers on the distribution of P may last for a long period [15,19]. Plant P uptake is affected by different soil properties, among which is the soil buffer capacity (which mainly depends on organic matter content and cation exchange

capacity), pH or clay content [47]. Different authors [47–49] have found different critical levels of P (those levels over which there is no plant response to P addition) for different extractants depending on the soil and type of crop.

Tractor use alone only affected pH, which was highest in the plots where it was not used (Table S3, Supplementary materials, ANOVA, $F = 9.263$, $p < 0.001$). Fertilization alone affected sand percentage, foliar P content in grasses and foliar K content in grasses, with the highest sand percentage belonging to plots where organic fertilizer was applied and the highest contents of P and K in grasses in plots where both organic and mineral fertilizers were used (Table S3, Supplementary materials, ANOVA, $F = 10.516$, $p < 0.001$ for sand percentage; $F = 5.182$, $p < 0.05$ for foliar P; $F = 4.716$, $p < 0.05$ for foliar K). For the rest of the parameters that were influenced by management practices (conductivity, exchangeable Ca and exchangeable K), it must be the combined effects of the management techniques (fertilization or not combined with tractor use or reaper for mowing) that explain the effects on soil properties. The highest values of pH and exchangeable Ca appeared in meadows where neither tractor nor fertilization was used, while in the case of exchangeable K the highest values appeared in fertilized meadows, also without tractor utilization (Table 4, $p < 0.05$). Several experiments have reported an important influence of land use and fertilization on soil properties, such as nitrogen content, available P and exchangeable cations [12,13,15,41,50].

There were two plots in Liébana that presented what could be toxic values of boron, just over 5 mg kg^{-1} . Liébana, in Cantabria, exhibited significantly higher values than other sites (Table 3, $p < 0.05$). However, these high concentrations are unlikely to cause adverse effects [51].

4.2. Dry Matter and Nutrient Concentration in Grasses, Legumes and Other Families

The concentrations of nutrients in the plant biomass differ from those given by Epstein as adequate for a correct development of the plants [52] (Table S5, Supplementary materials). Particularly, phosphorus was present in much higher concentrations than would be expected, which responds to the high concentrations of soil available P. Foliar N concentrations would also be considered high. Values for foliar K in the three groups of families are around half of what is considered adequate [52]. These low values indicate low soil K availability, as suggested by the low soil K:Mg ratio (Excel Spreadsheet 2, Picos de Europa Soil Database, Supplementary materials). However, its levels stayed within the range 0.5–2% in dry matter, which is the critical K threshold for many plants [53]. It has been reported that the critical concentration of K would decrease if the rate of supply of other cations, such as Na and Mg, were increased [53]. In this study, Mg concentrations, especially in the groups of grasses, are above the 2 mg g^{-1} given by Epstein [52] (Table S5, Supplementary materials, T-test, $t = 15.402$, $p < 0.001$). Previous work comparing the nutritional status of plants across a wide range of species and soils (Foulds [54]) found N and K to be the most concentrated of the macronutrients and P the least, with Ca and Mg being more variable. Another study on plant nutrient concentrations by Thompson et al. [55] focused on herbaceous flora and had the same results. In our study, P concentration was the only disparity from this outline, being the most concentrated nutrient after N and followed by K.

Management appears to have an effect on the concentration of P and K in the leaves only among grasses. According to our results, the most intensive management (tractor use + fertilization) increases the uptake of P and K (Table 4, ANOVA, $F = 3.579$ for P and $F = 4.632$ for K, $p < 0.05$). In pastures on K deficient soils, grasses have been shown to be more efficient at securing their potassium needs than associated clovers [56]. This could imply that, on K deficient soils, grasses would take more advantage than legumes when fertilized. Some authors have previously found that P and K content in the grass increases significantly in hay meadows with both nitrogen and phosphate fertilization [57].

The results showed that the pH negatively correlated to foliar Ca in the groups of legumes and other families (Table S4, Supplementary materials, Pearson coefficient -0.421^* , $p < 0.05$). It has been previously found that Ca and K uptake would improve with

rising pH in hay meadows in mountain passes in Asturias [37]. This, in turn, increases cation exchange capacity and therefore liming could enhance the mineral quality of the pasture [37]. Thompson et al. [55] also found a consistent positive correlation between foliar Ca and pH, while Foulds [54] found no correlation at all between foliar nutrient concentrations and pH. However, the study by Foulds mostly covered neutral and basic soils, with only three sites with a pH below 6, so it might be possible that the relationship between foliar Ca and pH becomes stronger at lower pH levels.

The correlations (Figure 2 and Table S4, Supplementary Materials) found among the nutrient concentrations in the different groups of species and the organic matter content and total nitrogen in the soil suggest that the good mineralization of organic matter, together with the high availability of nitrogen in the soil, increase nutrient uptake. The negative correlations between exchangeable Mg with foliar Ca (Table S4, Supplementary materials, Pearson coefficient -0.411^* , $p < 0.05$) and between exchangeable Ca and foliar Mg (Table S4, Supplementary materials, Pearson coefficient -0.510^{**} , $p < 0.001$) suggest an antagonism where exchangeable Mg and Ca tend to inhibit the uptake of Ca and Mg in legumes and other families, respectively [58,59]. In other studies [44], strong correlations were found between foliar concentrations and soil exchangeable cations. However, in this work, exchangeable K was the only nutrient in the soil consistently correlated with the foliar content of the same nutrient in grasses, legumes (Table S4, Supplementary materials, Pearson coefficient 0.451^* , $p < 0.05$) and other families (Table S4, Supplementary materials, Pearson coefficient 0.472^* , $p < 0.05$). Exchangeable Mg was correlated with foliar Mg only in grasses (Table S4, Supplementary materials, Pearson coefficient 0.515^{**} , $p < 0.001$).

The percentage of dry matter showed significant differences among the groups of species, appearing the highest percentages in the group of grasses (Table 6, $p < 0.001$). The same was true for the foliar content of Mg (Table 6, $p < 0.05$), while the highest concentrations of foliar P were found in the group of other families (Table 6, $p > 0.05$).

5. Conclusions

Among the general properties of the representative soils in the 25 plots spread around five areas of hay meadows in Picos de Europa, the most remarkable results are the high contents of organic matter, the low C/N and the high levels of soil available P. In fact, the soil P concentrations observed in this work are unlikely to limit plant growth. Therefore, continuous phosphate fertilization most likely will not produce an effect on plant development.

Concentrations of macronutrients in legumes and other families showed high levels in general, except in the case of foliar K, which presented deficient levels. These low levels, together with the low soil K:Mg ratio, represent low K availability for the plants. The nutrient metabolism in the family of grasses was affected by management practices. Foliar P and K were significantly higher in tractor mowed, fertilized meadows.

It was found that the combination of the different management techniques, i.e., fertilization and mowing, has a more important impact on the parameters studied than each of the techniques separately. Considering the high concentrations of soil available P and foliar P, and on the contrary, the low concentrations of foliar K, it would be appropriate to revise fertilization management in the area.

Supplementary Materials: The following are available online at <https://www.mdpi.com/article/10.3390/environments8050038/s1>, Table S1: Approximate chronogram of the management in the meadows, Table S2: Correlation coefficients for the 18 variables (edaphic and foliar) and the first two principal components, Table S3: Mean values for variables affected by tractor and fertilization separately, Table S4: Pearson correlations among soil properties and foliar nutrients, Table S5: T-test comparing foliar nutrient concentrations with values given by Epstein, Excel Spreadsheet 1: Picos Europa Biomass Database, Excel Spreadsheet 2: Picos Europa Soils Database.

Author Contributions: Conceptualization, E.A.; Formal analysis, J.Á. and E.A.; Investigation, J.Á., E.A. and L.G.; Methodology, E.A. and L.G.; Project administration, E.A.; Resources, E.A.; Supervision, T.E.D.; Writing—original draft, J.Á.; Writing—review & editing, E.A. and J.A.O. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the European project Interreg SUDOE “SOS PRADERAS” SOE1/P5/E0376 and benefitted from FEDER funding 2014–2020.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

References

- Reiné Viñales, R. 6510 Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*). In *Bases Ecológicas Preliminares Para la Conservación de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario en España*; Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones: Madrid, Spain, 2009; 60p.
- Chocarro Gómez, C. 6520 Prados de siega de montaña (*Trisetum-Polygonum bistortae*). In *Bases Ecológicas Preliminares Para la Conservación de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario en España*; Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Secretaría General Técnica, Centro de publicaciones: Madrid, Spain, 2009; 48p.
- Ferrer, C.; Barrantes, O.; Broca, A. La noción de biodiversidad en los ecosistemas pascícolas españoles. *Pastos* **2001**, *31*, 129–184.
- Gibon, A.; Balent, G.; Alard, D.; Raich, J.M.; Ladet, S.; Mottet, A.; Julien, M.P. L’usage de l’espace par les exploitations d’élevage de montagne et la gestion de la biodiversité. *Fourrages* **2004**, *178*, 245–263.
- Mora, A.; Rojo, F. Gestión activa de prados de siega en el Valle de Valdeón. *Lopinga* **2016**, *1*, 13–14.
- Perrino, E.V.; Musarella, C.M.; Magazzini, P. Management of grazing Italian river buffalo to preserve habitats defined by Directive 92/43/EEC in a protected wetland area on the Mediterranean coast: Palude Frattarolo, Apulia, Italy. *Euro. Mediterr. J. Environ. Integr.* **2021**, *13*, 1682. [[CrossRef](#)]
- Perrino, E.V.; Wagensommer, R.P. Crop wild relatives (CWR) priority in Italy: Distribution, ecology, in situ and ex situ conservation and expected actions. *Sustainability* **2021**, *13*, 1682. [[CrossRef](#)]
- Barrantes, O.; Ferrer, C.; Reiné, R. Indicadores Para la Conservación de los Hábitat 6510 y 6520 (Prados de Siega de Montaña) en el Pirineo Aragonés (2010). Departamento de Agricultura y Economía Agraria. Universidad de Zaragoza, Spain. Available online: https://www.researchgate.net/profile/Ramon_Reine/publication/267808958_INDICADORES_PARA_LA_CONSERVACION_DE_LOS_HABITAT_6510_Y_6520_PRADOS_DE_SIEGA_DE_MONTANA_EN_EL_PIRINEO_ARAGONES_Autores/links/552385940cf29dcabb0f018e/INDICADORES-PARA-LA-CONSERVACION-DE-LOS-HABITAT-6510-Y-6520-PRADOS-DE-SIEGA-DE-MONTANA-EN-EL-PIRINEO-ARAGONES-Autores.pdf (accessed on 10 July 2020).
- Peiretti, P.G.; Tassone, S.; Vahdani, N.; Battelli, G.; Gai, F. Evaluation of the nutritive value and the fatty acid, phenol, tannin and terpenoid contents of nine pastures in an Alpine District during the summer season. *Agriculture* **2020**, *10*, 42. [[CrossRef](#)]
- Dudek, T.; Wolański, P.; Rogut, K. The content of macro- and micro minerals in the sward of different types of semi natural meadows of temperate climate in SE Poland. *Agronomie* **2020**, *10*, 1–12.
- Cernusca, A.; Tappeiner, U.; Bahn, M.; Bayfield, N.; Chemini, C.; Fillat, F.; Graber, W.; Rosset, M.; Siegwolf, R.; Tenhunen, J. Ecomont Ecological effects of land use changes on European terrestrial mountain ecosystems. *Pirineos* **1996**, *147–148*, 145–172. [[CrossRef](#)]
- Adugna, A.; Abegaz, A. Effects of land use changes on the dynamics of selected soil properties in northeast Wellega, Ethiopia. *Soil* **2016**, *2*, 63–70. [[CrossRef](#)]
- Emiru, N.; Gebredikan, H. Effects of land use changes and soil depth on soil organic matter, total nitrogen and available phosphorous contents of soils in Senbat Watershed, Western Ethiopia. *J. Agric. Biol. Sci.* **2013**, *8*, 206–212.
- Mayel, S.; Jarrah, M.; Kuka, K. How does grassland management affect physical and biochemical properties of temperate grassland soils? A review study. *Grass Forage Sci.* **2021**, 1–30. [[CrossRef](#)]
- Messiga, A.J.; Ziadi, N.; Bélanger, C.; Morel, C. Soil nutrients and other major properties in grassland fertilized with nitrogen and phosphorous. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2013**, *77*, 643–652. [[CrossRef](#)]
- Vargová, V.; Kanianska, R.; Kizeková, M.; Šiška, B.; Kováčiková, Z.; Michalec, M. Changes and interactions between grassland ecosystem soil and plant properties under long-term mineral fertilization. *Agronomy* **2020**, *10*, 375. [[CrossRef](#)]
- Hrevušová, Z.; Hejčman, M.; Hakl, J.; Mrkvička, J. Soil chemical properties, plant species composition, herbage quality, production and nutrient uptake of an alluvial meadows after 45 years of N, P and K application. *Grass Forage Sci.* **2014**, *70*, 205–218. [[CrossRef](#)]
- Ulén, B.; Bechmann, M.; Fölster, J.; Jarvie, H.P.; Tunney, H. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: A review. *Soil Use Manag.* **2007**, *23*, 5–15. [[CrossRef](#)]
- Smits, N.A.C.; Willems, J.H.; Bobbink, R. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Appl. Veg. Sci.* **2008**, *11*, 279–286. [[CrossRef](#)]
- Rivas-Martínez, S.; Bandullo, J.M.; Allue, J.L.; Montero, J.L.; González, J.L. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*; Ediciones ICONA-MAPA: Madrid, Spain, 1987; ISBN 84-85496-25-6.

21. Aguiar, C.; Castro, J.P.; Bastos, P.; Monteiro-Henriques, T.; Cambecedes, J.; García Manteca, P.; de la Fuente, G.L.; Afif, E.; Mora, A.; Guzmán, D.; et al. GT1. Diagnóstico de la situación de prados de siega en el territorio SUDO. In *Report Coordinated by Carlos Aguiar within the Interreg SUDO Project "SOS PRADERAS"*; Díaz, T.E., Ed.; University of Oviedo: Oviedo, Spain, 2018.
22. Soil Survey Staff. In *Claves Para la Taxonomía de Suelos*; Servicio de Conservación de los Recursos Naturales; Departamento de Agricultura de los Estados Unidos: Washington, DC, USA, 2010.
23. García, P.; de la Fuente, G.L.; González, V. Diagnóstico de la situación de prados de siega en el suroeste europeo: Análisis diacrónico en el Parque Nacional de los Picos de Europa. *Nat. Cantab.* **2018**, *6*, 1–21.
24. De la Fuente, G.L.; García, P. Muestreo socioeconómico sobre el manejo de prados de siega en el P.N.P.E. In *Unpublished Report Developed by INDUROT-University of Oviedo within the Interreg SUDO Project "SOS PRADERAS"*; Díaz, T.E., Ed.; INDUROT-University of Oviedo: Oviedo, Spain, 2017; Unpublished work.
25. Thomas, G.W. Soil pH and soil acidity. *Methods Soil Anal. Part 3 Chem. Methods* **1996**, *5*, 475–490.
26. Schulte, E.E.; Hopkins, B.G. Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition. In *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation Guide*; Soil Science Society of America: Madison, WI, USA, 1996; pp. 21–31.
27. Klute, A. Nitrogen-total. In *Methods of Soil Analyses, Part 1*, 2nd ed.; Klute, A., Ed.; American Society of Agronomy: Madison, WI, USA, 1996; pp. 595–624.
28. Mehlich, A. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Soil Sci. Plant. Anal.* **1985**, *15*, 1409–1416. [[CrossRef](#)]
29. Pansu, M.; Gautheyrou, J. *Handbook of Soil Analysis: Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*; Springer Science & Business Media: Berlin, Germany; Springer-Verlag Berlin Heidelberg: Berlin, Germany, 2007; pp. 667–684.
30. Taboada, M.A.; Álvarez, C.R. *Fertilidad Física de los Suelos*, 2nd ed.; Agronomy Faculty, University of Buenos Aires: Buenos Aires, Argentina, 2008; ISBN 978-850-29-1074-1.
31. Shanina, T.M.; Geiman, N.E.; Mikhallovakaya, V.S. Quantitative analysis of heterogenic compounds: Spectrophotometric micro determination of boron. *Fresenius Z. Anal. Chem.* **1967**, *22*, 663–667.
32. Gee, G.W.; Bauder, J.W. Particle size analysis. In *Methods of Soil Analysis*; Klute, A., Ed.; American Society of Agronomy: Madison, WI, USA, 1996; pp. 383–411.
33. Smith, T.M.; Smith, R.L. *Elements of Ecology*, 7th ed.; Person International Edition; Pearson Benjamin Cummings: San Francisco, CA, USA, 2009; ISBN 978-0-321-56147-3.
34. Jones, J.B.; Wolf, B.; Mill, H.A. *Plant Analysis Handbook: A Practical Sampling Preparation; Analysis and Interpretation Guide*; Micro-Macro Publishing: Athens, GA, USA, 1991; ISBN 978-1878148001.
35. Field, A. *Discovering Statistics Using IBM SPSS Statistics*; Sage: London, UK, 2013.
36. Trueba, C.; Millán, R.; Schmid, T.; Roquero, C.; Magister, M. Base de datos de propiedades edafológicas de los suelos españoles. Volume II: Asturias, Cantabria y País Vasco. *Inf. Técnicos* **1998**.
37. Afif, E.; Oliveira, J.A. Relación propiedades edáficas–estado nutricional de pastos en varios puertos de Asturias. In *Actas XLVII Reunión Científica de la SEEP, Clave en la Gestión de los Territorios: Integrando Disciplinas*; Junta de Andalucía: Córdoba, Spain, 2008; pp. 281–286.
38. Nicolardot, B.; Recous, S.; Mary, B. Simulations of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant Soil* **2001**, *228*, 82–103. [[CrossRef](#)]
39. García, F.O. *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*; Ediciones INTA: Buenos Aires, Argentina, 2014; ISBN 978-987-521-565-8.
40. Tomasic, M.; Zgorelec, Z.; Jurisic, A.; Kusic, I. Cation exchange capacity of dominant soil types in the Republic of Croatia. *J. Cent. Eur. Agric.* **2013**, *14*, 84–89. [[CrossRef](#)]
41. Affif, E.; Libano, E.C.; Varela, J.J.G.; Obregón, A.C. *Relación Entre las Propiedades del Suelo, Incremento en Volumen Anual y Estado Nutricional de Eucalyptus Globulus y Pinus Radiata D; DON en Asturias (Noroeste de España)*; University of Oviedo: Oviedo, Spain, 2008.
42. Bergaya, F.; Vayer, M. CEC of clays: Measurement by adsorption of a copper ethylenediamine complex. *Appl. Clay Sci.* **1997**, *12*, 275–280. [[CrossRef](#)]
43. Woodruff, W.F.; Revil, A. CEC-normalized clay-water sorption isotherm. *Water Resour. Res.* **2011**, *47*, 11. [[CrossRef](#)]
44. Holford, I.C.R. Soil phosphorus: Its measurements and its uptake by plants. *Soil Res.* **1997**, *35*, 227–240. [[CrossRef](#)]
45. Castellanos, J.Z.; Uvalle-Bueno, J.X.; Aguilar-Santelises, A. *Manual de Interpretación de Análisis de Suelos y Aguas Agrícolas, Plantas y ECP*; Instituto de Capacitación Para la Productividad Agrícola: Chapingo, Mexico, 2000; ISBN 1097729888.
46. Pocknee, S.; Sumner, M.E. Carbon and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **1997**, *61*, 86–92. [[CrossRef](#)]
47. Recena, R.; Díaz, I.; del Campillo, M.C.; Torrent, J.; Delgado, A. Calculation of threshold Olsen P for fertilizer response from soil properties. *Agron. Sustain. Dev.* **2016**, *36*, 1–8. [[CrossRef](#)]
48. Afif, E.; Oliveira, J.A. Pérdida de disponibilidad y niveles críticos de fósforo Mehlich 3 en suelos no calcáreos de Asturias. *Pastos* **2005**, *35*, 163–178.
49. Bai, Z.; Li, H.; Yang, X.; Zhou, B.; Shi, X.; Wang, B.; Li, D.; Shen, J.; Chen, Q.; Qin, W.; et al. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. *Plant Soil* **2013**, *372*, 27–37. [[CrossRef](#)]
50. Jagadamma, S.; Lal, R.; Hoefl, R.G.; Nafziger, E.D.; Adee, E.A. Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil properties and their relationship to crop yield in the Central Corn Belt, USA. *Soil Till. Res.* **2008**, *98*, 120–129. [[CrossRef](#)]

51. Vera, A.L.A. El boro como nutriente esencial. *Horticultura* **2001**, *155*, 36–47.
52. Epstein, E. *Mineral Nutrition of Plants; Principles and Perspective*; John Wiley & Sons: New York, NY, USA, 1972.
53. Leigh, R.A.; Wyn Jones, R.G. A hypothesis relating critical potassium concentrations for growth to the distribution and functions of this ion in the plant cell. *New Phytol.* **1984**, *97*, 1–13. [[CrossRef](#)]
54. Foulds, W. Nutrient concentrations of foliage and soil in South-Western Australia. *New Phytol.* **1993**, *125*, 529–546. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
55. Thompson, K.; Parkinson, J.A.; Band, S.R.; Spencer, R.E. A comparative leaf study of leaf nutrient concentrations in a regional herbaceous flora. *New Phytol.* **1997**, *136*, 679–689. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
56. McNaught, K.J. Potassium deficiency in pastures: I. Potassium content of legumes and grasses. *N. Z. J. Agric. Res.* **1958**, *1*, 148–181. [[CrossRef](#)]
57. Rodríguez, M.; García, R.; Andrés, S.; Calleja, A. Cuarenta años de fertilización en prados de la montaña de León. III Influencia sobre la composición química y valor nutritivo. *Pastos* **2006**, *26*, 45–79.
58. Mesa, A.R.; Figueroa, M. Status nutritivo de suelos en áreas ganaderas. I. Suelo Mocarrero. *Pastos Forrajes* **1979**, *2*, 255–264.
59. Molina, E. *Análisis de Suelos y su Interpretación (2007)*. Centro de Investigaciones Agronómicas, Universidad de Costa Rica. Available online: <http://www.infoagro.go.cr/Inforegiones/RegionCentralOriental/Documents/Suelos/SUELOS-AMINOGROWanalisisinterpretacion.pdf> (accessed on 3 July 2020).



Fotografías de portada y contraportada: prados de siega del VALLE DE ANGÓN,
en el Concejo de Amieva.