

## Trabajo Fin de Grado

### Grado en Ciencias Ambientales

Valor pastoral de comunidades vegetales sometidas a desbroce bajo cubierta de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco y *Populus x canadensis* Moench.

Pastoral value of plant communities subjected to scrubland clearing under the canopy of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco and *Populus x canadensis* Moench.

Autor

Héctor Lafora Ara

Directores

Ramón Juan Reiné Viñales

Olivia Barrantes Díaz

Ana María Foronda Vázquez

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2022

## Resumen

Desde mediados del siglo XX, los cambios en los usos del suelo y el cambio climático han provocado que los pastos de las montañas españolas de ambientes mediterráneos experimenten un intenso proceso de matorralización que altera sus características, afectando a la riqueza de especies, diversidad vegetal, productividad y calidad forrajera. En línea con los trabajos de investigación del proyecto Life MIDMACC (LIFE18 CCA/ES/001099), en el presente Trabajo de Fin de Grado se ha estimado el efecto del desbroce mecánico de matorral sobre la composición florística, la biomasa forrajera y la calidad bromatológica de pastos bajo arbolado.

Con el fin de determinar el efecto del desbroce en pastos situados bajo distintas unidades forestales, se realizaron muestreos de vegetación en los pastos bajo un pinar de repoblación de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco y bajo una chopera de *Populus x canadensis* Moench., situados en las inmediaciones de la Finca Experimental de “La Garcipollera” (Pirineos Centrales, Huesca). Se realizaron inventarios florísticos para obtener datos sobre diversidad vegetal, composición de especies y coberturas de las distintas familias botánicas y formas de vida y se llevaron a cabo muestreos destructivos de vegetación para calcular la producción de biomasa herbácea y leñosa y determinar la calidad forrajera a través del método del Valor Pastoral de Dâgget y Poissonet (1972) y mediante análisis químico-bromatológicos en el laboratorio, siguiendo los métodos Kjeldahl y Van Soest (1944).

Los resultados muestran que los desbroces causaron aumentos estadísticamente significativos en la cobertura de especies herbáceas (gramíneas en el pinar, leguminosas herbáceas y “otras” en la chopera) y en la cobertura y riqueza (un 45,71 % en el pinar) de hemicriptófitos. También contribuyeron a reducir de forma considerable la cobertura de especies leñosas, leguminosas leñosas y nanofanerófitos y la riqueza de estas especies y formas de vida en el pinar (un 58,08 %, 81,97 % y 79,11 %, respectivamente). La producción de biomasa leñosa en el pinar se redujo a 0 kg MS/ha y en la chopera un 90,42 %. La diversidad se vio incrementada en la chopera un 15,21 % y la aparición de especies con altos índices de calidad específicos provocó que el Valor Pastoral aumentara un 57 % en el pinar y un 52,8 % en la chopera. Las variables químico-bromatológicas no presentaron diferencias significativas entre zonas desbrozadas y no desbrozadas, posiblemente por el poco tiempo transcurrido desde la realización de los desbroces.

El pasto producido tras los desbroces resultó ser en gran medida de calidad superior al de las zonas no desbrozadas, por lo que se concluye que el desbroce de matorrales es una técnica efectiva de gestión del paisaje para la restauración de pastos más biodiversos, productivos y, en definitiva, de mejor calidad. El posterior aprovechamiento y conservación de estos pastos mediante ganadería extensiva puede contribuir a la recuperación del mosaico agro-silvo-pastoral en estas zonas e impulsar así su desarrollo socioeconómico, promoviendo al mismo tiempo su adaptación al cambio global.

## Palabras clave

Pastos con arbolado; valor pastoral; análisis químico-bromatológicos; calidad nutritiva del forraje; diversidad vegetal; restauración de pastos.

## Abstract

Since the mid-twentieth century, changes in land use and climate change have caused Spanish mountain pastures in Mediterranean environments to undergo an intense scrubbing process that has altered their characteristics, affecting species richness, plant diversity, productivity and forage quality. In line with the research work of the Life MIDMACC project (LIFE18 CCA/ES/001099), in the present Final Degree Project, it has been estimated the effect of mechanical scrub clearing on the floristic composition, forage biomass and bromatological quality of wooded pastures.

In order to determine the effect of clearing on pastures located under different forest units, vegetation sampling was carried out in the pastures under a reforestation pine forest of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco and under a poplar grove of *Populus x canadensis* Moench., located in the vicinity of the Experimental Farm of "La Garcipollera" (Central Pyrenees, Huesca). Floristic inventories were carried out to obtain data on plant diversity, species composition and coverages of the different botanical families and life forms, and destructive vegetation sampling was carried out to calculate herbaceous and woody biomass production and determine forage quality using the Pastoral Value method of Dâgget and Poissonet (1972) and by chemical-bromatological analysis in the laboratory, following the Kjeldahl and Van Soest (1944) methods.

The results show that clearing caused statistically significant increases in the coverage of herbaceous species (grasses in the pine forest, herbaceous legumes and "others" in the poplar grove) and in the coverage and richness (45.71 % in the pine forest) of hemicryptophytes. They also contributed to a considerable reduction in the coverage of woody species, woody legumes and nanophanerophytes and in the richness of these species and life forms in the pine forest (58.08 %, 81.97 % and 79.11 %, respectively). Woody biomass production in the pine forest was reduced to 0 kg DM/ha and in the poplar forest by 90.42 %. Diversity was increased by 15,21 % in the poplar grove and the appearance of species with high specific quality indexes increased the Pastoral Value by 57 % in pine forest and 52.8 % in poplar. The chemical-bromatological variables did not show significant differences between cleared and non-cleared areas, possibly due to the short time elapsed since the clearing was carried out.

The pasture produced after clearing proved to be largely of superior quality to that of the non-cleared areas, so it is concluded that the scrubland clearing is an effective landscape management measure for the restoration of more biodiverse, productive and, ultimately, better quality pastures. The subsequent use and conservation of these pastures through extensive livestock farming can contribute to the agro-silvo-pastoral mosaic recovery in these areas and thus boost their socioeconomic development, while promoting their adaptation to global change.

## Keywords

Wooded pastures; pastoral value; chemical-bromatological analysis; nutritional quality of forage; plant diversity; pasture restoration.

## Agradecimientos

Dedico estas primeras letras a mi familia y amigos, por todos los ánimos recibidos desde que comencé con este Trabajo, y en especial a mis padres, Asun y Juan, por toda la preocupación que muestran por mí día tras día.

Mi más sentido y sincero agradecimiento a mi director, Ramón Reiné Viñales, a quien se debe la oportunidad de realización de este Trabajo, que sabía que despertaría mi interés desde el primer momento. A él le agradezco toda la atención recibida, la disposición, el apoyo, la preocupación y la dedicación que me ha brindado durante la realización del mismo y el buen trato recibido a lo largo de los dos últimos años de la Carrera.

Debo agradecerle también la oportunidad, la suerte y el placer de haber conocido a Olivia Barrantes Díaz y a Ana Foronda Vázquez, mis otras dos directoras, a quienes les doy las gracias por su simpatía, lo entregadas que han sido conmigo desde el primer día, todo el trabajo y empeño que han puesto de su parte cuando he requerido de su ayuda y por todos los nuevos conocimientos que me han transmitido.

A todos ellos les agradezco la dirección de este trabajo y les doy las gracias por todo el esfuerzo y la paciencia que han demostrado tener conmigo.

Quisiera agradecer también a María Rosa Herrero Bernal, técnica del Laboratorio de Investigación del Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural de la Facultad de Veterinaria de Zaragoza, su disposición, amabilidad, paciencia y toda la ayuda y las buenas explicaciones recibidas durante la realización de los análisis químico-bromatológicos y el cariño con el que me trató desde la primera vez que entré en el laboratorio.

Por último, doy mi agradecimiento al profesor Joaquín Ascaso Martorell por la ayuda recibida para la redacción de los apartados 3.1.1., 3.1.2. y 3.1.3. del Trabajo, las buenas recomendaciones generales que me dio, sus sabios consejos, pero sobre todo, su buena voluntad y la disposición que ha tenido siempre conmigo.

## Índice

1. Introducción.....	12
1.1. Estructura y función de los ecosistemas de pastos con arbolado.....	12
1.1.1. Estructura de la vegetación.....	12
1.1.2. Composición florística y calidad forrajera.....	14
1.1.3. Manejo ganadero.....	15
1.2. Recuperación de pastos mediante desbroces.....	16
1.3. Justificación.....	18
1.4. Objetivos.....	20
1.4.1. Objetivo general.....	20
1.4.2. Objetivos específicos.....	20
2. Material y métodos.....	20
2.1. Descripción del área de estudio .....	20
2.1.1. Localización.....	20
2.1.2. Climatología.....	23
2.1.3. Geología, geomorfología y edafología.....	24
2.1.4. Hidrología e hidrogeología.....	24
2.1.5. Fauna.....	25
2.1.6. Vegetación.....	25
2.1.6.1. Vegetación pascícola en La Garcipollera.....	27
2.1.6.2. Pinar de <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmannii</i> .....	28
2.1.6.3. Chopera de <i>Populus x canadensis</i> .....	29
2.1.6.4. Pastos situados bajo la cubierta de <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmannii</i> y <i>Populus x canadensis</i> .....	30
2.2. Diseño experimental.....	31
2.3. Muestreos de vegetación.....	36
2.4. Análisis de la vegetación.....	39
2.4.1. Procesado en laboratorio.....	39
2.5. Análisis de la calidad nutritiva del pasto.....	40
2.5.1. Valoración botánica: método del Valor Pastoral.....	40
2.5.2. Valoración químico-bromatológica.....	42
2.5.2.1. Preparación de las muestras para el análisis en el laboratorio.....	42
2.5.2.2. Análisis químico de las muestras.....	43
2.5.2.2.1. Materia seca y cenizas.....	43
2.5.2.2.2. Proteína bruta.....	44

2.5.2.2.3. Fibra Neutro Detergente y Fibra Ácido Detergente.....	44
2.6. Procesamiento de datos y análisis estadístico.....	47
2.6.1. Parámetros estimados.....	47
2.6.2. Análisis estadístico.....	50
3. Resultados y discusión.....	51
3.1. Composición florística y diversidad vegetal.....	51
3.1.1. Táxones.....	51
3.1.2. Clasificación fitosociológica.....	54
3.1.3. Composición de especies: similitud florística.....	57
3.1.4. Cobertura.....	58
3.1.4.1. Cobertura total.....	58
3.1.4.2. Cobertura relativa de familias botánicas.....	60
3.1.4.3. Cobertura relativa de formas de vida.....	61
3.1.5. Riqueza.....	63
3.1.5.1. Riqueza específica.....	63
3.1.5.2. Riqueza de familias botánicas.....	66
3.1.5.3. Riqueza de formas de vida.....	68
3.1.6. Índices de diversidad.....	70
3.2. Producción de biomasa forrajera.....	72
3.3. Calidad forrajera.....	75
3.3.1. Valoración botánica: Valor Pastoral.....	75
3.3.2. Valoración químico-bromatológica.....	77
3.3.2.1. Variables químico-bromatológicas.....	77
3.3.2.1.1. Proteína bruta.....	77
3.3.2.1.2. Cenizas.....	77
3.3.2.1.3. Hemicelulosa.....	78
3.3.2.1.4. Celulosa.....	78
3.3.2.1.5. Fibra Neutro Detergente.....	78
3.3.2.1.6. Fibra Ácido Detergente.....	79
3.3.2.1.7. Lignina Ácido Detergente.....	80
3.3.2.1.8. Cenizas Ácido Detergente.....	80
3.3.2.2. Índices de calidad.....	80
3.3.2.2.1. Ingestión de la Materia Seca.....	80
3.3.2.2.2. Digestibilidad de la Materia Seca.....	81
3.3.2.2.3. Valor Relativo del Forraje.....	81
3.4. Correlaciones entre los métodos de valoración y el resto de parámetros estimados..	82

3.4.1. Valoración botánica: Valor Pastoral.....	82
3.4.2. Valoración químico-bromatológica.....	84
3.4.2.1. Variables químico-bromatológicas.....	84
3.4.2.2. Índices de calidad.....	85
4. Conclusiones.....	86
5. Bibliografía.....	88
6. Anexos.....	105

## Índice de Tablas

- Tabla 1: Clasificación de la calidad forrajera de la hierba propuesta por Linn y Martin (1989). Los estándares de calidad han sido asignados por el “Grupo de trabajo sobre el mercado de heno del Consejo Estadounidense de Forrajes y Pastizales” (Hay Market Task Force of American Forage and Grassland Council): Prime = de excelente calidad; 1 = de primera calidad; 2 = de segunda calidad; 3 = de tercera calidad; 4 = de cuarta calidad y 5 = de quinta calidad.
- Tabla 2: Coeficientes de similitud florística de Sørensen ( $Q_s$ ) obtenidos tras la comparación entre los cuatro tratamientos.

## Índice de Figuras

- Figura 1: Bombeo de nutrientes ejercido por las raíces de los árboles en un ecosistema pascícola con arbolado. Fuente: De Miguel y Gómez (2002).
- Figura 2: Entrada de la Finca experimental “La Garcipollera” (Bescós de Garcipollera).
- Figura 3: Mapa de situación del área de estudio dentro de la Finca experimental “La Garcipollera”. Fuente: Elaboración propia a partir Pascual *et al.* (2020).
- Figura 4: Temperaturas y precipitaciones medias mensuales del municipio en el que se encuentra el área de estudio para los períodos 1961-1990 y 1981-2010 respectivamente. Fuente: Elaboración propia a partir del modelo de Bagnouls y Gausson (1957) y con datos obtenidos de AEMET (2013) e IAEST (2000).
- Figura 5: Tramo del río Ijuez/Iguácel que marca el límite fronterizo entre las zonas estudiadas.
- Figura 6: Estampa otoñal de la zona meridional del Valle en la que se aprecia al frente una parda de montaña pastando y al fondo masas mixtas de *Pinus sylvestris*, *Quercus x subpyrenaica* y *Populus x canadensis*. Fuente: MIDMACC (2019).
- Figura 7: Distribución altitudinal de las superficies pascícolas en la Finca de “La Garcipollera”. Fuente: FAO-CIHEAM (2016).
- Figura 8: Estructura forestal inicial del pinar de repoblación de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Fuente: Pascual *et al.* (2020).
- Figura 9: Estructura forestal inicial de la chopera de *Populus x canadensis*. Fuente: Pascual *et al.* (2021).
- Figura 10: Vegetación pascícola en el pinar.
- Figuras 11 y 12: Parcelas desbrozadas en el pinar de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Fuente (derecha): Pascual *et al.* (2020).
- Figuras 13 y 14: Parcelas desbrozadas en la chopera de *Populus x canadensis*.
- Figura 15: Parcela de control del pinar de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*.
- Figura 16: Parcela de control de la chopera de *Populus x canadensis*.
- Figura 17: Localización de la parcela de control y las parcelas desbrozadas en el pinar de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Fuente: Elaboración propia a partir de Pascual *et al.* (2020).
- Figura 18: Localización de la parcela de control y las parcelas desbrozadas en la chopera de *Populus x canadensis*. Fuente: Elaboración propia a partir de Pascual *et al.* (2020).
- Figuras 19 y 20: Bastidores de plástico (izquierda) y realización de los inventarios florísticos (derecha).



- Figuras 21 y 22: Esquema que muestra el método empleado para los inventarios y muestreos destructivos de vegetación basado en cuatro cuadrantes distribuidos uniformemente a lo largo de las parcelas de control y parcelas desbrozadas (izquierda) y parcela desbrozada en la chopera en la que se observa definida por estacas de madera la superficie delimitada para los muestreos de vegetación (derecha). Fuente (izquierda): Elaboración propia a partir de Pascual *et al.* (2020).
- Figuras 23 y 24: Desbroce de vegetación herbácea con tijeras eléctricas (izquierda) y brotes tiernos de matorral (*Genista scorpius*) recién desbrozados con tijeras convencionales (derecha).
- Figuras 25 y 26: Muestras de vegetación herbácea y leñosa metidas en bolsas etiquetadas.
- Figura 27: Muestras de vegetación conservándose en el congelador.
- Figuras 28, 29, 30 y 31: De izquierda a derecha: Separación entre vegetación herbácea, leñosa y materia muerta, transferencia de las muestras a bandejas de aluminio y secado en la estufa.
- Figuras 32, 33, 34, 35 y 36: De izquierda a derecha: Pesaje y deposición de todas las muestras en sobres correctamente rotulados para su posterior traslado.
- Figuras 37, 38, 39 y 40: De izquierda a derecha: Deposición de las muestras sobre papel secante e introducción y molturación en el molino de martillos para obtener el tamaño de partícula deseado.
- Figuras 41, 42, 43, 44 y 45: De izquierda a derecha: Tamizado de las muestras y deposición sobre recipientes de vidrio para su conservación hasta los análisis posteriores.
- Figuras 46, 47 y 48: De izquierda a derecha: Muestras depositadas en crisoles de porcelana, crisoles introducidos en el horno de mufla y muestras totalmente calcinadas (cenizas).
- Figuras 49, 50, 51 y 52: De izquierda a derecha: Muestras introducidas en tubos de digestión Kjeldahl, proceso de digestión, proceso de destilación y valoración final del  $(\text{NH}_4)_2\text{HBO}_3$  del Erlenmeyer con HCl hasta viraje.
- Figuras 53, 54, 55, 56, 57 y 58: De izquierda a derecha: Sellado de las bolsas de filtración, bolsas depositadas sobre el suspensor, aparato de digestión utilizado, vertido de la Solución Neutra Detergente al recipiente de digestión, adición de la enzima alfa-amilasa y secado de las muestras tras la inmersión en acetona.
- Figuras 59, 60, 61, 62, 63 y 64: De izquierda a derecha: Vertido de la Solución Ácida Detergente al recipiente de digestión, comprobación del pH neutro del agua de los lavados con tiras medidoras de pH, adición del ácido sulfúrico a las bolsas de filtración, sumersión de las bolsas en ácido sulfúrico y agitación con otro vaso de precipitados, muestras secadas en estufa y depositadas en crisoles y cenizas resultantes tras la incineración de las bolsas en el horno de mufla.
- Figuras 65 y 66: Táxones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en las parcelas desbrozadas del pinar. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50 %.
- Figuras 67 y 68: Táxones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en las parcelas desbrozadas de la chopera. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50 %.

- Figuras 69 y 70: Táxones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en la parcela de control del pinar. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50 %.
- Figuras 71 y 72: Táxones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en la parcela de control de la chopera. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50 %.
- Figura 73: Valores medios y errores estándar de cobertura de suelo desnudo, especies herbáceas y leñosas en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 74: Valores medios de cobertura relativa de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos.
- Figura 75: Valores medios y errores estándar de cobertura relativa de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 76: Valores medios de cobertura relativa de formas de vida en cada uno de los tratamientos.
- Figura 77: Valores medios y errores estándar de cobertura relativa de formas de vida en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 78: Riqueza media de especies y errores estándar en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 79: Riqueza de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos.
- Figura 80: Riqueza de especies (medias y errores estándar) pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 81: Riqueza de formas de vida en cada uno de los tratamientos.
- Figura 82: Riqueza de formas de vida (medias y errores estándar) en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 83: Medias y errores estándar de los índices de diversidad en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 84: Producciones (medias y errores estándar) de biomasa herbácea y leñosa en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 85: Medias y errores estándar del Valor Pastoral en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

- Figura 86: Valores medios y errores estándar de proteína bruta en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.
- Figura 87: Medias del Valor Relativo del Forraje en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

## Índice de anexos

### Anexo 1. Cartografía

- Localización conjunta del área de estudio

### Anexo 2. Resultados

- 2.1. Listado de táxones
- 2.2. Valoración botánica: Valor Pastoral
- 2.3. Valoración químico-bromatológica: variables químico-bromatológicas e índices de calidad
- 2.4. Resultados estadísticos
- 2.5. Matriz de correlaciones de Spearman

### Anexo 3. Determinación de la MS, cenizas, PB, FND y FAD (análisis químico-bromatológicos)

- 3.1. Materia seca (MS) y cenizas
- 3.2. Proteína bruta (PB)
- 3.3. Fibra Neutro Detergente (FND) y Fibra Ácido Detergente (FAD)

## 1. Introducción

### 1.1. Estructura y función de los ecosistemas de pastos con arbolado

#### 1.1.1. Estructura de la vegetación

Según el Nomenclátor Básico de Pastos en España de la S.E.E.P (Ferrer *et al.*, 2001), los pastos con arbolado son aquellos en los que la mayor parte de la biomasa corresponde a los árboles. En general, se trata de bosques más o menos aclarados o de repoblaciones forestales (Ferrer, 2016). Aunque el término pasto se ha venido asociando frecuentemente con vegetación herbácea, la mayoría de los pastos naturales y seminaturales contienen árboles y arbustos, siendo predominante la vegetación leñosa en muchas ocasiones. Este tipo de vegetación leñosa, arbustiva o arbórea también suministra alimento al ganado (Ferrer, 2016). Además de su importancia como recurso forrajero estratégico y de su enorme interés cultural, social y económico, muchos pastos leñosos tienen una gran importancia medioambiental por su papel en la protección de suelos y el almacenamiento de carbono (Beaufoy *et al.*, 2015; Trullenque, 2019).

Según los datos del segundo y tercer “Inventario Forestal Nacional” (IFN) y la “Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos” (ESYRCE) del Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente (2014), la repoblación forestal y el abandono del pastoreo ha conllevado el aumento de la vegetación leñosa arbórea. En el mismo sentido, los estudios realizados por Lasanta *et al.* (2005) en el Pirineo Central indican que el abandono de la actividad agraria experimentado durante la segunda mitad del siglo pasado, ha tenido como consecuencia un considerable incremento de pastos con arbolado en detrimento de otros tipos de vegetación.

Por lo general, en un ecosistema pascícola con arbolado coexisten hasta tres tipos distintos de estratos de vegetación (herbáceo, arbustivo y arbóreo). Del Pozo *et al.* (1999) señalan que los sistemas formados por diferentes estratos de vegetación suelen producir más forraje y soportar mayor carga animal que aquellos sistemas no estratificados, traducándose a medio y largo plazo en mayores beneficios económicos para la sociedad.

En estos ecosistemas, las copas circulares de los árboles actúan como “parche” determinando condiciones de humedad y sombra que cambian el micro-ambiente edafoclimático, permitiendo así el desarrollo de especies tolerantes a esta nueva condición y de especies tolerantes al ambiente externo de la influencia del árbol (Smith y Smith, 2001). Así, las comunidades herbáceas se organizan según un gradiente en el cual las especies de mayores exigencias hídricas y tróficas se localizarían en primer lugar desde el tronco hacia la periferia de

la copa y serían reemplazadas hacia el exterior de manera progresiva por las menos exigentes (Avendaño, 1988). Bajo la sombra de los árboles se aprecia mayor productividad y una abundancia mayor de gramíneas, que requieren menor luz que las leguminosas. (Castillo *et al.*, 1988; Olivares *et al.*, 1989; Pentón, 2000).

Por otra parte, el arbolado ejerce un dominio sobre las especies arbustivas por competencia por el espacio y los recursos reduciendo su presencia (Grant, 2006).

En el caso de las zonas de ladera, los árboles actúan como “bombas de extracción” de nutrientes del suelo (debido a que presentan un sistema radical potente que se encuentra frecuentemente asociado con micorrizas y que es capaz de profundizar en zonas no accesibles para las especies herbáceas y arbustivas), haciendo que éstos afloren hacia la superficie, convirtiendo las zonas más inferiores de las laderas en superficies más fértiles, como se muestra en la Figura 1.

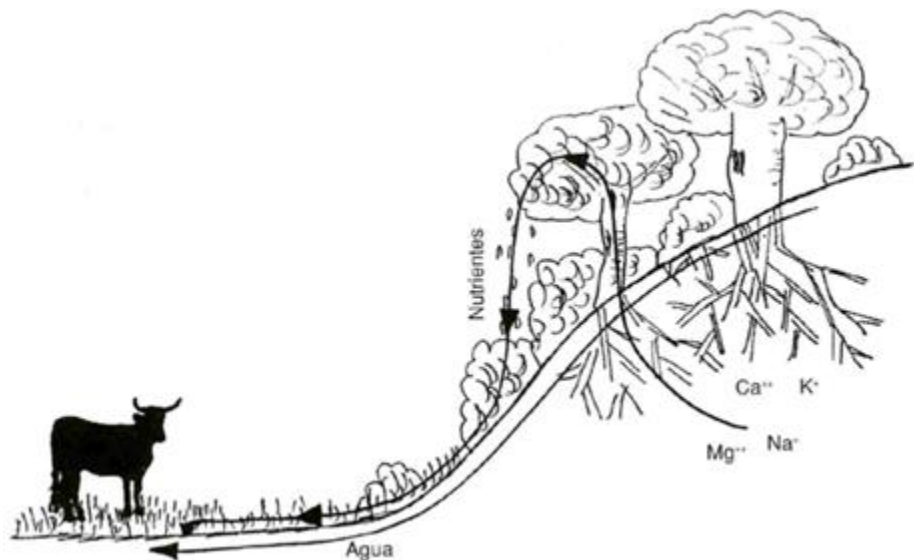


Figura 1: Bombeo de nutrientes ejercido por las raíces de los árboles en un ecosistema pascícola con arbolado. Fuente: De Miguel y Gómez (2002).

Además, entre otras de las ventajas que confiere el arbolado a los pastos, pueden destacarse la amortiguación de los contrastes climáticos mediante la disminución de la velocidad del viento y la evaporación, la estimulación de la precipitación horizontal debido a la niebla (lo que aumenta la disponibilidad hídrica en el suelo y afecta a las variaciones en la composición y fenología de las especies herbáceas), la creación de nuevos nichos, la protección física para el ganado y fauna silvestre, la oferta estacional de alimento, la protección frente a la erosión del suelo y la regulación de los ciclos biogeoquímicos a través de la aportación gran cantidades de materia orgánica a sus horizontes más superficiales (De Miguel y Gómez, 2002; Fonseca *et al.*, 2005; Gillet *et al.*, 1999; San Miguel, 2001).

Por todo ello, Pérez *et al.* (1995) mencionan que el árbol tiene un efecto positivo sobre la producción y calidad de pastos herbáceos, aunque existen numerosos factores que pueden determinar cambios en esta interacción árbol-pasto, tales como el tamaño y edad del árbol (Ludwig *et al.*, 2004), la densidad del arbolado y el uso del suelo (Moreno *et al.*, 2007).

### 1.1.2. Composición florística y calidad forrajera

La composición florística de los pastos es el resultado de la coevolución durante millones de años de los fitófagos y los vegetales, en la que sólo durante los últimos milenios ha intervenido también y de manera muy intensa el ser humano (San Miguel, 2001). Los pastos abarcan numerosos tipos de vegetación que incluyen, junto a las comunidades herbáceas más típicas, distintos tipos de matorrales y formaciones arbóreas (Fillat *et al.*, 2008).

En los pastos con arbolado, como en la mayoría de los pastos, la composición florística puede expresarse por familias botánicas (principalmente en gramíneas, leguminosas y “otras”) (Ferrer, 2016). Si atendemos al número de especies presentes en la flora de estos pastos, las Compuestas o Asteráceas, Rosáceas, Leguminosas y Crucíferas son junto a las Gramíneas o Poáceas las mejor representadas (Fillat *et al.*, 2008), seguidas de las Ciperáceas, Juncáceas, Liliáceas, Plantagináceas y Umbelíferas (San Miguel, 2001).

A escala de comunidad vegetal, el incremento del arbolado y el matorral en los pastos influye en distintas variables morfológicas y estructurales de las especies herbáceas (Dolman y Sutherland, 1992; Ramírez *et al.*, 2000; Peco *et al.*, 2003). La sustitución de las especies herbáceas por estas primeras puede además modificar la cantidad, calidad y variabilidad de producción de biomasa alterando la captación inicial y el consiguiente flujo de energía en los ecosistemas, lo que puede originar nuevas modificaciones en la composición florística del pasto (Torrano, 2001).

En las últimas décadas, la disminución de los rebaños, el abandono del pastoreo, los cambios en los tipos de gestión y especialmente el abandono del fuego como “herramienta pastoral” están dando lugar en los pastos a una paulatina recuperación de especies arbóreas y arbustivas, considerándose como la vegetación primordial o “potencial” que en las zonas del piso montano y subalpino correspondería comúnmente a bosques caducifolios o de coníferas (Fillat *et al.*, 2008). La transición hacia este tipo de ambientes se inicia en primer lugar con una colonización por alguna especie herbácea dominante, comúnmente gramíneas, como suele ser el caso de especies de los géneros *Brachypodium* P. Beauv. spp. y *Festuca* L. spp.; y posteriormente por especies arbustivas dominantes que reducen muchas veces la diversidad del pasto y su valor nutritivo y de esta manera, la capacidad sustentadora de herbívoros,

ocasionando a veces, de manera imperceptible, una nueva transformación del paisaje, como el boj (*Buxus sempervirens* L.), el erizón (*Echinopartum horridum* (Vahl) Rothm.), la aliaga (*Genista scorpius* (L.) DC.), el enebro común (*Juniperus communis* L.), la brechina (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) y escobas (*Genista florida* L. y *Cytisus oromediterraneus* Rivas-Mart. & al.), las cuales son algunas de las especies más conspicuas en el actual proceso de embastecimiento y matorralización del Pirineo (Fillat et al., 2008).

Generalmente, la calidad y disponibilidad forrajera de los pastos con arbolado se ve influenciada por el número de especies leñosas presentes en éstos (la cual es relevante) y muestra diferencias notables en comparación con la de otros tipos de pastos (Stobbs, 1973a,b; Arnold, 1985; Ferrer y Petit, 1995). Además, en condiciones mediterráneas, se ha comprobado que esta disponibilidad puede ser el principal factor limitante de la ingestión energética del ganado (Torrano, 2001).

### 1.1.3. Manejo ganadero

El ganado es la principal herramienta de perpetuación del pasto, ya que el pastoreo permite aprovechar los recursos pastables (San Miguel, 2001) y modifica la morfología, el crecimiento y la reproducción de las plantas que coexisten y compiten en la comunidad vegetal (Torrano, 2001).

Existe una sinergia entre el pastoreo y el arbolado caracterizada por una relación de mutualismo o beneficio propio: el ganado se aprovecha de los árboles, ya que éstos le confieren sombra, abrigo, le aportan alimento, promueven el desarrollo de especies herbáceas de buena calidad bajo sus copas, etc., y a su vez los árboles se ven favorecidos por el ganado, ya que elimina los arbustos competidores por ramoneo, sus deyecciones suponen a menudo un aporte en la fertilización de suelo, etc. (Fillat *et al.*, 2008; Ferrer *et al.*, 1992). Adicionalmente, el ganado ejerce una intensa reducción de la combustibilidad del sotobosque mediante el consumo de la hierba y de la hojarasca o bien por la transferencia del material senescente en pie al mantillo (Torrano y Valderrábano, 2004). Así pues, el ganado, al producir cambios de orden cuantitativo y cualitativo en la vegetación, va “creando” poco a poco un pasto de mejor calidad (Ferrer *et al.*, 1997a y b).

Por efecto del pastoreo, en las zonas arboladas con cargas ganaderas excesivas, la denudación del suelo puede incrementarse a costa de una disminución significativa de la cobertura del estrato herbáceo (Aldezábal *et al.*, 2009) y este tipo de vegetación cambia sustancialmente, produciéndose además una reducción del valor pastoral. Por su parte, en las zonas arbustivas es frecuente que la denudación del suelo no se vea incrementada de manera

relevante, por lo que los cambios en la vegetación suelen ser ligeros y el valor pastoral acostumbra a ser constante (Ferrer *et al.*, 1992).

Independientemente del potencial nutricional de cada especie que compone el pasto, su valor nutritivo puede verse notoriamente modificado por el manejo, siendo la carga o presión de pastoreo una de las variables que mayor incidencia tienen (Osoro, 1987). El sobrepastoreo en lugares muy concretos acarrea con frecuencia problemas de degradación y erosión de suelo (Hall *et al.*, 1999; Evans, 2005; Thornes, 2007; García-Ruiz y López Bermúdez, 2009), afectando a la composición de especies (Fernández *et al.*, 1993) y causando daños a los árboles, especialmente a los más jóvenes (Hester *et al.*, 1996).

El tipo de ganado también influye en el valor nutritivo del pasto, debido a las diferentes estrategias que puede presentar a la hora de seleccionar el alimento. En los últimos años, la cabaña ganadera ha descendido en números absolutos y se ha ido sustituyendo el ganado ovino por el vacuno. Las ovejas son animales muy selectivos y, a intensidad de pastoreo baja, dejan sin pastar los rechazos de años anteriores, produciéndose un deterioro progresivo de las especies que forman la cubierta vegetal del pasto, mientras que por el contrario, las vacas son animales menos selectivos y capaces de pastar los rechazos del pastoreo anterior, estando así más adaptadas a un pastoreo de escasa vigilancia y a la estabulación durante largos periodos de tiempo (Fillat *et al.*, 2008). Lowman *et al.* (1984) señalan que la formación de grupos mixtos de ganado vacuno y ovino facilita mantener un pasto de mayor calidad a lo largo de la estación de pastoreo. Torrano (2001) por su parte, explica también que la introducción del ganado caprino en espacios forestales invadidos por matorral conlleva un control eficaz del estrato arbustivo sin efectos lesivos para el estrato arbóreo en la mayoría de los casos.

## 1.2. Recuperación de pastos mediante desbroces

La gestión correcta del pastoreo en espacios forestales exige a menudo disponer de técnicas como la poda, el desbroce, la quema y el uso de herbicidas (Torrano, 2001). El desbroce mecánico es uno de los métodos más comunes para revertir los procesos de matorralización, ya que permite la rápida eliminación de grandes cantidades de biomasa arbustiva. Sin embargo, sin un control posterior del rebrote con alguna otra técnica como el pastoreo, este tipo de tratamiento en el que intervienen cuantiosos recursos económicos y humanos puede no ser efectivo incluso a corto plazo (Baeza *et al.*, 2003). La aplicación de esta medida en zonas excluidas al pastoreo supone una acumulación importante de biomasa, lo cual requeriría en la mayoría de los casos de la presencia de ganado en estas zonas para que su efecto pudiera mantenerse en el tiempo (Riedel, 2007). El pastoreo después del desbroce acelera el ciclo de



nutrientes en los pastos y es la acción más eficaz para revertir la invasión de arbustos y aumentar la diversidad vegetal, la cobertura herbácea y la calidad del forraje (Frank y Evans, 1997; McNaughton et al., 1997; Bardgett et al., 1998; Semmartin et al., 2004).

El desbroce por tanto, favorece el acceso del ganado al aprovechamiento del pasto, incrementando de forma considerable la oferta pastoral a través del aumento de los recursos forrajeros. La regeneración de los pastos a través del desbroce contribuye además a equilibrar su distribución estacional, ya que el ganado puede acceder a las áreas desbrozadas durante gran parte del año (Lasanta *et al.*, 2013). No obstante, su utilización, que convenientemente debe repetirse periódicamente para lograr estos efectos, tampoco es siempre efectiva para aumentar la densidad de especies herbáceas debido a la influencia de factores topográficos, del clima y de la especie leñosa dominante en la respuesta de la vegetación herbácea a este tratamiento (Torrano, 2001).

Para tener una estimación más exacta de lo que representan los desbroces de matorral en la oferta de pastos en términos de producción y de calidad, es preciso obtener la máxima cantidad posible de información de campo, teniendo en cuenta la enorme diversidad que presentan las áreas desbrozadas en función de los condicionantes ambientales (fertilidad y humedad del suelo, sobre todo) y de la gestión previa y posterior al proceso de sucesión secundaria (Lasanta *et al.*, 2013). Resultados obtenidos por Delgado *et al.* (2004) en el noroeste de España tras el desbroce de matorrales de aliaga (*Genista scorpius* (L.) DC.), muestran que la producción de forraje es muy variable (aumentó entre 19,9 y 2.488,9 kg MS/ha año) según la localización de las áreas de muestreo y las condiciones climáticas de cada año.

Por otro lado, las áreas de matorral son menos aprovechadas por el ganado que las zonas de pasto herbáceo, por lo que su potencial forrajero se pierde. Por ello, el desbroce de un área no sólo implica poner a disposición del ganado los recursos herbáceos de dicho área, sino también los de las otras próximas. Así entonces, las zonas desbrozadas se convierten en focos de atracción para el ganado, que consume también los recursos próximos más bastos. Ello se ha comprobado tanto en el Pirineo español (Valdevira y Balcells, 1986) como en los Alpes mediterráneos (Lécrivain y Beylier, 2004).

Hay que tener en cuenta que los desbroces cumplen su papel fundamentalmente durante los primeros años ya que en ausencia de un pastoreo adecuado, la sucesión natural conlleva la recuperación parcial del matorral en detrimento de la vegetación herbácea, por lo que en consecuencia, la oferta pastoral de las áreas desbrozadas se reduce y con ello también otras funciones, como su papel en el control de los incendios (Lasanta *et al.*, 2013).

En obras como las de Alados *et al.* (2019), Gallego *et al.* (2004) y Nuche *et al.* (2018) se describen varias experiencias de recuperación de distintos tipos de pastos mediante desbroces, algunos muy similares a los de la zona de estudio de este trabajo.

### 1.3. Justificación

Los territorios de montaña del sur de Europa son altamente vulnerables a los impactos del cambio climático (aumentos en la frecuencia y severidad de los incendios forestales, sequías prolongadas, disminución de la disponibilidad de agua, incertidumbre climática y fenómenos de diversa índole asociados, etc.) que, junto con los cambios de uso del suelo, vienen afectando a nuestro planeta a lo largo del último siglo. Además, el abandono rural que han sufrido estos territorios y la reducción de la actividad socioeconómica ligada a ello, han resultado como una de las consecuencias más directas, en la pérdida progresiva de los paisajes en mosaico, afectando directamente a los ecosistemas que los componen. Ambos factores se traducen, a corto y largo plazo, en una reducción de los servicios ecosistémicos de abastecimiento, de regulación y culturales que la montaña mediterránea puede ofrecer, afectando así a la calidad de vida humana y del medio natural.

En los últimos años, de forma paralela a la declaración de áreas protegidas, ha aumentado notablemente el interés por la valoración ecológica de distintos ambientes y territorios (Fillat *et al.*, 2008). En este contexto, los pastos naturales de montaña, que ocupan un gran porcentaje de la superficie española y han tenido tradicionalmente un papel funcional clave en el mantenimiento de las ganaderías extensivas y en la actividad agraria de la montaña, son considerados por los investigadores como un ejemplo de preservación ambiental y paisajística (Barrantes *et al.*, 2010), debido a sus características fitogeográficas y los múltiples servicios ecosistémicos que aportan (protección de suelos frente a la erosión y mejora de su estructura y fertilidad, mantenimiento de situaciones topográficas inestables, conservación de los recursos hídricos, resguardo de una riqueza y diversidad florística y faunística superior en ocasiones a la que existiría si se abandonaran estos lugares, etc.) (Fillat *et al.*, 2008; García, 1988; San Miguel, 2001).

Con el transcurso de los años, el abandono de las actividades agrícolas y el declive de la ganadería extensiva en las montañas han reducido notablemente la frecuencia de perturbaciones en los pastos, dando pie a un proceso de matorralización o sustitución paulatina de sus comunidades herbáceas por comunidades leñosas, lo que repercute negativamente provocando disminuciones en la producción de materia seca y pérdidas de la calidad nutritiva (Barrantes *et al.*, 2010; Fillat *et al.*, 2008; Reiné, 2002).

La valoración de los pastos surge comúnmente por la necesidad de considerar este tipo de recursos como alimento para el ganado y de estimar y asignarles en la mayoría de los casos valores habitualmente económicos o productivos. No obstante, valorar este tipo de ambientes se hace necesario para cuantificar los efectos que el cambio global provoca y mejorar así su resiliencia ambiental y socioeconómica, contribuyendo por ende a la conservación del medio natural. Es por ello que mediante una serie de actuaciones experimentales en el campo y la posterior realización de unos análisis en el laboratorio, el presente trabajo pretenderá ahondar en el estudio de la influencia que tiene sobre dos tipos de valoraciones la aplicación del desbroce de matorral, una medida de adaptación del paisaje que puede considerarse determinante para mitigar esos efectos.

El Trabajo de Fin de Grado que se presenta se enmarca dentro de los trabajos de investigación desarrollados por miembros del Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural de la Universidad de Zaragoza en el proyecto Life MIDMACC (LIFE18 CCA/ES/001099): Adaptando la Media Montaña al Cambio Climático (LIFE MIDMACC, 2019).

Los planteamientos y objetivos este Trabajo de Fin de Grado guardarán una estrecha relación con los siguientes Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas, de tal manera que, en cierto modo, la adquisición de los resultados de aprendizaje del mismo proporcionaría capacitación y competencia para contribuir en cierta medida a su logro:

- Objetivo de desarrollo sostenible nº 13: Acción por el clima (adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos).
- Objetivo de desarrollo sostenible nº 15: Vida de ecosistemas terrestres (gestionar los bosques de manera sostenible, luchar contra la desertificación, detener y revertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad).



## 1.4. Objetivos

### 1.4.1. Objetivo general

El objetivo principal de este Trabajo de Fin de Grado es estimar el efecto que tiene el desbroce de matorral en el pasto herbáceo de dos comunidades vegetales distintas: un pinar de repoblación de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y un bosque de ribera mixto, compuesto mayoritariamente por *Populus x canadensis*.

### 1.4.2. Objetivos específicos

- Determinar los cambios en la composición florística y la diversidad vegetal de las dos comunidades tras los desbroces.
- Estimar los cambios en la producción de biomasa pastable tras los desbroces.
- Analizar la calidad forrajera del nuevo pasto, en relación con las zonas no desbrozadas, mediante dos procedimientos: la aproximación botánica del Valor Pastoral y el análisis químico-bromatológico.
- Comprobar y comparar si existen relaciones entre los métodos empírico y analítico utilizados para la valoración de la calidad del pasto.

## 2. Material y métodos

### 2.1. Descripción del área de estudio

#### 2.1.1. Localización

El presente estudio se ha llevado a cabo en la Finca Experimental de “La Garcipollera”, perteneciente al Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA). Esta estación de investigación se ubica en el Valle de la Garcipollera de los Pirineos Centrales (42° 37’N, 0° 30’W) (FAO-CIHEAM, 2016), concretamente en el término municipal de Bescós de Garcipollera, en la Comarca de la Jacetania (Huesca). La zona de estudio se sitúa entre los 950-2.200 metros de altitud por encima del nivel del mar.

Este centro se dedica al estudio de la agricultura y ganadería de montaña para el desarrollo de ensayos de campo como apoyo a la investigación en sistemas agroganaderos de montaña en relación a la aclimatación, el manejo, la sanidad y los efectos medioambientales del pastoreo de montaña. La actividad económica del municipio está vinculada en su gran mayoría a la explotación ganadera de la Finca (Agenda 21 Local del Municipio de Jaca, 2005). Ésta cuenta con varias superficies de pastos forestales, una colección de árboles frutales procedentes de

programas de recuperación de variedades de zona de montaña y todo tipo de instalaciones ganaderas para cría y estabulación, así como rebaños de ganado de razas autóctonas, uno de unas 250 vacas nodrizas de las razas Parda de Montaña y Pirenaica y otro de unas 300 ovejas de la raza Churra Tensina. El ganado de la Finca pasta durante el verano en los montes propios del Gobierno de Aragón gestionados por el Servicio Provincial de Medio Ambiente de Huesca (Monte de Cenarbe), en unas 1.200 hectáreas de puerto de montaña arrendadas a los Ayuntamientos de Villanúa, Jaca y Sabiñánigo y en zonas boscosas cercanas a la explotación, también propiedad de la DGA (CITA, 2016 a y b).



*Figura 2: Entrada de la Finca experimental "La Garcipollera" (Bescós de Garcipollera).*

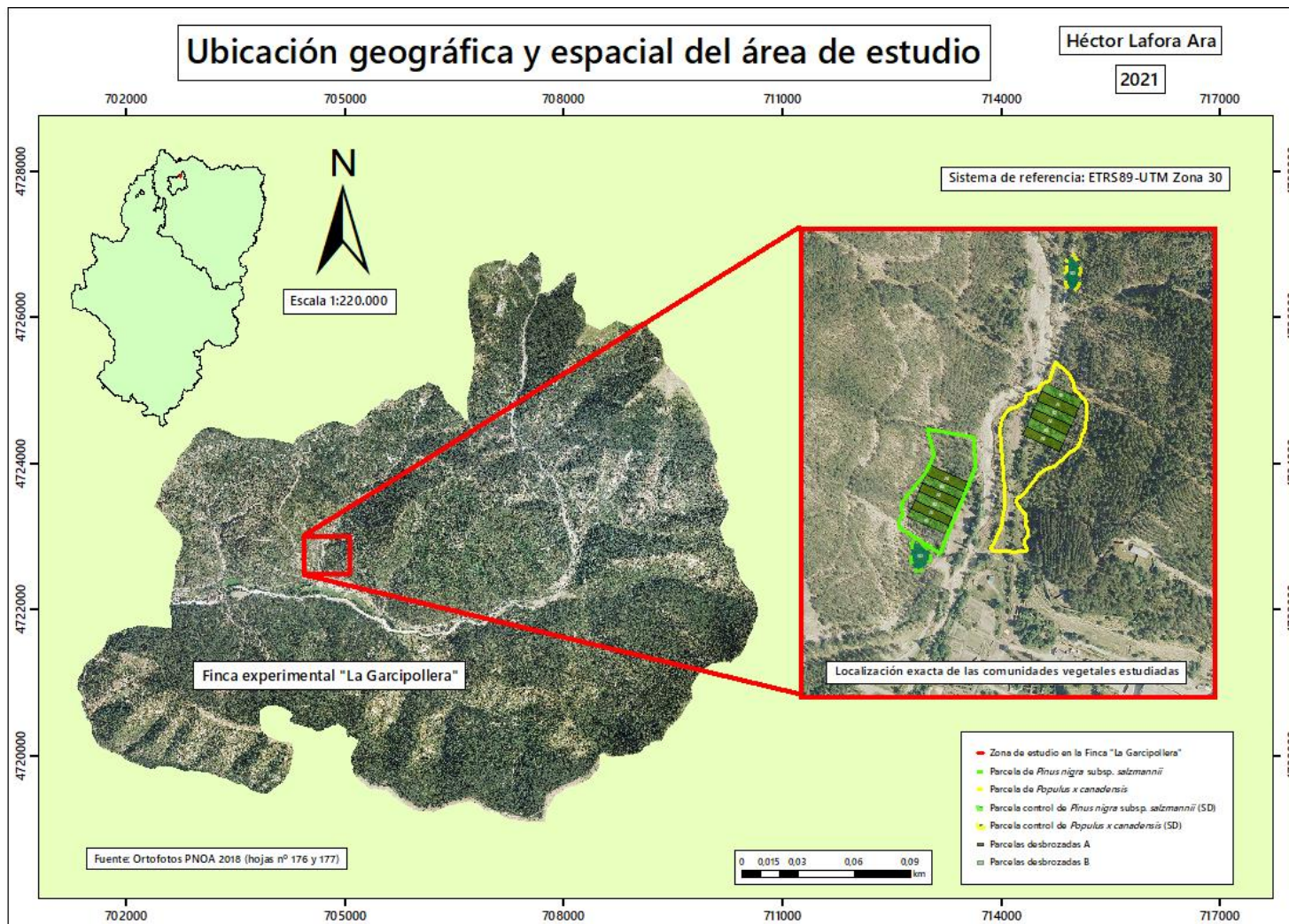


Figura 3: Mapa de situación del área de estudio dentro de la Finca experimental "La Garcipollera". Fuente: Elaboración propia a partir de Pascual et al. (2020).

### 2.1.2. Climatología

El clima en la zona de estudio es intermedio entre el clima templado representativo de la montaña mediterránea y el oceánico húmedo. Se caracteriza generalmente por inviernos fríos y prolongados, con precipitaciones frecuentemente en forma de nieve, y veranos cortos y secos (Ibarra y de la Riva, 1994).

La temperatura media anual registrada en la zona es de 9,55°C (Figura 4), variando entre los 3,5°C y los 10,2 ± 0,2°C, y oscilando en un rango de mínimas y máximas absolutas de -7,8°C en enero a 34,1°C en julio (Torrano, 2001). El período libre de heladas se extiende a los cuatro meses centrales del año (Ibarra y de la Riva, 1994).

La precipitación anual para la totalidad del valle se sitúa entre los 1.000 y 2.000 mm (Ibarra y de la Riva, 1994). Gran parte de esta precipitación se distribuye bimodalmente, alcanzando los picos máximos en la estación de primavera (26 %) y en el período otoño-principios de invierno (43 %), lo que denota una clara influencia atlántica (Casasús, 2001). En el verano, las precipitaciones suelen presentarse en forma de tormentas e incluso se describen épocas de subaridez (Torrano, 2001).

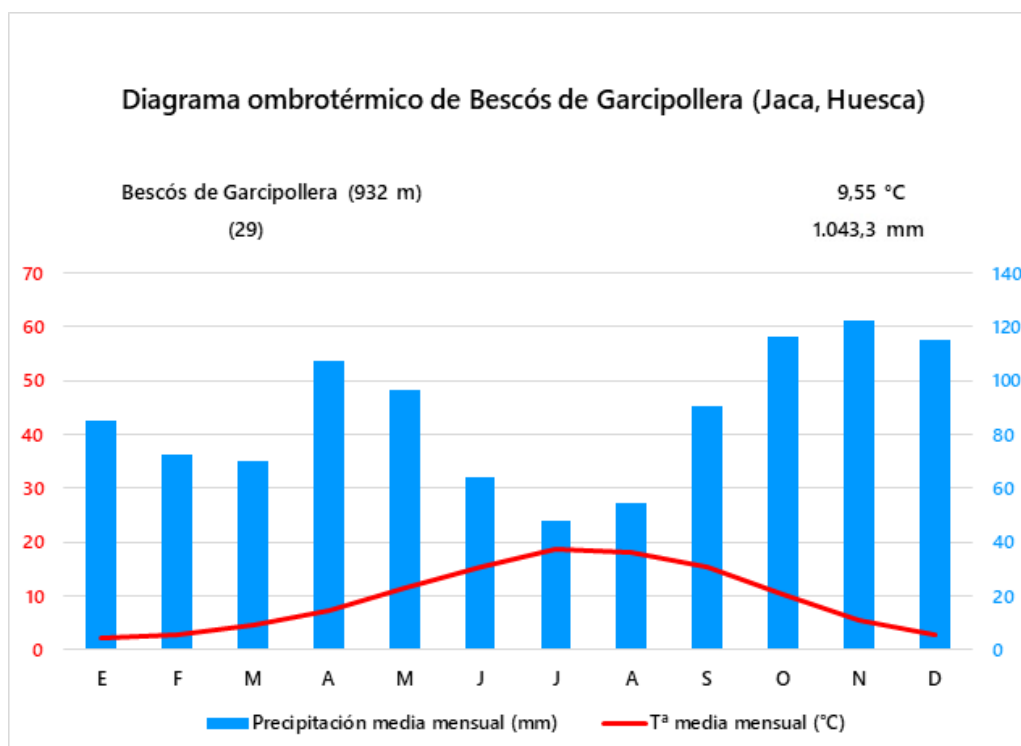


Figura 4: Temperaturas y precipitaciones medias mensuales del municipio en el que se encuentra el área de estudio para los períodos 1961-1990 y 1981-2010 respectivamente. Fuente: Elaboración propia a partir del modelo de Bagnouls y Gaussen (1957) y con datos obtenidos de AEMET (2013) e IAEST (2000).

A partir del balance entre temperaturas y precipitaciones, se puede evaluar la duración del período vegetativo entre 6 y 8 meses en el valle (Ibarra y de la Riva, 1994).

### 2.1.3. Geología, geomorfología y edafología

En su conjunto, el valle de la Garcipollera se caracteriza por una acusada monotonía litológica (Ibarra y de la Riva, 1994). Existen principalmente formaciones de flysch o turbiditas, rocas de origen sedimentario marino formadas por una secuencia o alternancia de sedimentos (areniscas, conglomerados, margas, lutitas y arcillas) y también formas de relieve kársticas de caliza que conforman bancales en la parte más septentrional (Red Natural de Aragón, 2010).

Desde el punto de vista geomorfológico, se trata de un valle en forma de “V” del valle se debe a la acción de dos procesos distintos que actuaron a lo largo de miles de años, la erosión glacial, que creó en un principio un fondo de valle en forma de “U” a través del arranque y posterior deposición de pedazos de las paredes de éste, formando las morrenas glaciales; y la erosión fluvial posterior debida al deshielo por el aumento de las temperaturas, por la que se formaron cauces que arrastraron los pedazos de pared arrancados hacia la parte inferior del valle, lo que acabó finalmente confiriéndole su forma característica (Red Natural de Aragón, 2010).

Los suelos son de tipo pardo-calizo forestal en los que los carbonatos activos impiden una correcta captación de elementos minerales (C.S.I.C., 1970; Lampre, 1990; Torrano, 2001). Frecuentemente, presentan problemas de degradación en su estructura debido a los cambios producidos en la vegetación. Por una parte, las pináceas contribuyen a acidificar el suelo y disolver el cemento con los ácidos húmicos, mientras que la degradación del hábitat del quejigo y las drásticas actuaciones de forestación han implicado a menudo la exposición violenta del suelo a la acción erosiva del clima (provocando la pérdida del humus y la compactación) y, en ocasiones, el volteo total del espesor edáfico (Ibarra y de la Riva, 1994).

### 2.1.4. Hidrología e hidrogeología

El Valle de la Garcipollera se encuentra surcado por el río Ijuez/Iguácel (Torrano, 2001). Éste se caracteriza por tener un cauce muy energético y con gran capacidad erosiva, por lo que el Patrimonio Forestal del Estado intervino con su corrección hidrológica y reforestando las zonas cercanas para reducir la erosión del terreno, evitando así la acumulación de sedimentos en el río Aragón (donde desemboca) y la colmatación del vaso del embalse de Yesa. En las épocas de deshielo, el río aumenta su caudal bruscamente provocando desprendimientos y arrastrando gran cantidad de rocas corriente abajo (Red Natural de Aragón, 2010).





Figura 5: Tramo del río Ijuez/Iguácel que marca el límite fronterizo entre las zonas estudiadas.

#### 2.1.5. Fauna

La zona de estudio se enmarca dentro de un soto habitado por aves insectívoras, de las que destacan carboneros, herrerillos, mitos, pitos reales; aves rapaces como buitres leonados, quebrantahuesos, alimoches, milanos reales y anfibios como la rana común. En la espesura del bosque, habitan ciervos, los cuales fueron introducidos en los años 60, creándose así una Reserva Nacional de Caza por la que todo el valle pasaría a ser propiedad primero del Estado y posteriormente del Gobierno de Aragón. Junto a éstos, también se encuentran otras especies de mamíferos como jabalíes, corzos, zorros, tejones, gatos monteses, ardillas o liebres y en los pastos alpinos se pueden ver sarríos y marmotas (Red Natural de Aragón, 2010).

#### 2.1.6. Vegetación

En términos biogeográficos, según Rivas-Martínez *et al.* (1991), el área de la Garcipollera, se incluye en su conjunto dentro de la Región Eurosiberiana, en el Subsector Jacetano-Guarense de la Provincia Pirenaica. La zona se encuadra en su totalidad dentro del Lugar de Interés Comunitario (LIC) Garcipollera-Selva de Villanúa (ES2410014) (Red Natura 2000, 2012).

Según la Lista de Hábitats CORINE de Aragón, la totalidad de la vegetación del Valle de la Garcipollera correspondería a un bosque mixto de quejigo y pino laricio con pino royo de la montaña media (Benito, 2011). La vegetación climática o potencial del valle está dominada por el quejigal submediterráneo propio del Prepirineo, perteneciente a la asociación *Buxo sempervirentis-Quercetum pubescentis* Br. - Bl. (1915) 1932, de la que son característicos la especie de quejigo híbrida resultante entre el roble carrasqueño (*Quercus faginea* Lam.) y el roble pubescente (*Quercus pubescens* Willd.), denominada *Quercus x subpyrenaica* Villar, y el

boj (*Buxus sempervirens* L.), acompañados en solanas termófilas por pino laricio (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco) (Torrano, 2001).

En el contexto de una política estatal de recuperación de zonas despobladas demográficamente, el monte de Bescós (M.U.P nº 1092) fue reforestado casi en su totalidad en la década de 1950 por pino laricio. Se repoblaron unos 1.400 pies/ha de ejemplares de esta especie, establecidos en marcos de plantación de 4 x 1,8 m en las laderas de orientación solana (Torrano, 2001). Esta repoblación tuvo lugar entre los 800 y 1.500 metros de altitud (entre los pisos colino y montano), situándose la mayor parte de las hectáreas entre los 950 y 1.350 metros (Ibarra y de la Riva, 1994). Por encima de los 2.000 metros de altitud (en el piso subalpino) se encontraban los bosques de pino negro (*Pinus uncinata* Ramond ex DC.). En la actualidad, el pino laricio junto con el sotobosque de boj (*Buxus sempervirens*) y enebro común (*Juniperus communis* L.) conforma la vegetación más abundante de las zonas del valle con esta orientación. Por su parte, las laderas de orientación umbría fueron repobladas con pino royo (*Pinus sylvestris* L.). Concretamente, tanto en las partes altas como en las medias y bajas de este tipo de laderas, se encuentran bosques y zonas de matorral con arbolado que suponen un 21,4 % de la superficie total del valle (Ibarra y de la Riva, 1994) y que están pobladas de especies autóctonas que ya existían y se han mantenido o que han sido regeneradas de manera natural tras las repoblaciones llevadas a cabo (Pascual *et al.*, 2020), como abetos (*Abies alba* Mill.), hayas (*Fagus sylvatica* L.) o quejigos (*Quercus faginea*), mientras que las especies predominantes en las riberas del valle son el chopo híbrido o canadiense (*Populus x canadensis* Moench.) y el sauce blanco (*Salix alba* L.).



Figura 6: Estampa otoñal de la zona meridional del Valle en la que se aprecia al frente una parda de montaña pastando y al fondo masas mixtas de *Pinus sylvestris*, *Quercus x subpyrenaica* y *Populus x canadensis*. Fuente: MIDMACC (2019).

Las áreas de progresión del matorral hacia bosque se sitúan preferentemente en el piso montano, entre los 1.000 y los 1.200 metros de altitud (Ibarra y de la Riva, 1994). La superficie del valle cubierta por matorral supone un 17,4 % y linda habitualmente con el mosaico formado por los campos abandonados, cultivos y las zonas de bosques, extendiéndose más ampliamente por las zonas de orientación solana.

Próximas a las riberas del río Ijuez/Iguácel, por encima de los bosques de pino negro y en las partes más altas del valle (como en el Monte de la Espata), aparecen las zonas de pastos, formadas por lomas de hierba que se desnudan poco a poco hasta que se distingue el sustrato rocoso sobre el que se asientan y que forma las cimas de los picos, como el de Punta Espata, que con 2.205 metros de altitud es el más alto de la zona (Red Natural de Aragón, 2010).

#### 2.1.6.1. Vegetación pascícola en La Garcipollera

La Finca de “La Garcipollera” cuenta con varias superficies de pastos: puertos de montaña, pastos forestales y praderas de fondo de valle que son aprovechadas mediante siega, repartidas entre los núcleos de Bescós y Villanovilla.

Los pastos de puerto de montaña o supraforestales y los pastizales de alta montaña se sitúan en el sector septentrional del Valle, sobre los 1.500 y 2.200 metros de altitud (entre el piso montano y subalpino), ocupan una superficie de 800 hectáreas y su vegetación es principalmente herbácea (*Festuca rubra*, *Festuca eskia* Ramond, *Bromus erectus*, *Nardus stricta* L. y *Trifolium alpinum* L.) y es aprovechada por el ganado durante el verano (Casasús *et al.*, 2001).

Los pastos forestales se distribuyen entre los 900 y 1.500 m de altitud (Casasús *et al.*, 2001), entre los pisos mesomontano o colino y altimontano (subalpino), ocupando unas 600 hectáreas de superficie (Casasús *et al.*, 2005), y han sido fruto de las reforestaciones llevadas a cabo hace más de cuarenta años (Valderrábano y Torrano, 2000) con pino laricio (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*), boj, enebro común y aliaga. Aunque generalmente no constituyen la vegetación potencial del territorio, estos pastos están estabilizados por su propio aprovechamiento y, en ese sentido, son comunidades más o menos estables y estabilizadoras (Zulueta y Allué, 1984). De este tipo de pastos, alrededor de unas 15 hectáreas son prados naturales compuestos principalmente por un 80 % de gramíneas (*Aphyllantes monspeliensis* L., *Brachypodium* P. Beauv. spp., *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, *Lolium perenne* L. y *Poa pratensis*), un 4 % de leguminosas (*Trifolium repens*) y un 16 % de otras familias (*Carex* spp.) (Casasús, 2016; CITA, 2017; FAO-CIHEAM, 2016; Pascual *et al.*, 2020).

Los cultivos y prados de siega ocupan un 15,5 % de la superficie del Valle y se localizan alrededor de todos los pueblos (Ibarra y de la Riva, 1994).

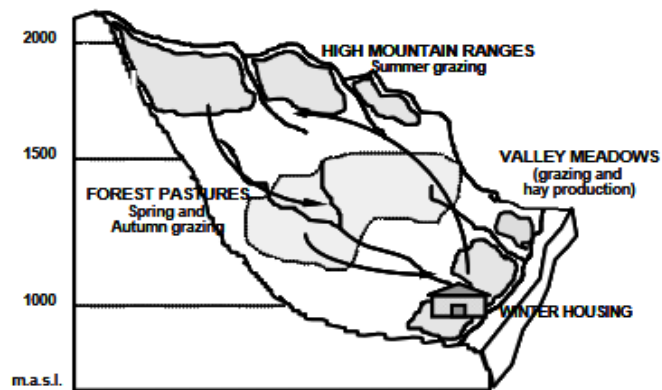


Figura 7: Distribución altitudinal de las superficies pascícolas en la Finca de "La Garcipollera". Fuente: FAO-CIHEAM (2016).

En cuanto a la productividad y calidad de los pastos, éstas varían a lo largo de la temporada de pastoreo y dependiendo del tipo de pasto, alcanzándose los mayores valores al final de la época de primavera. Por lo general, los pastos forestales comprenden unas disponibilidades de biomasa (1.000-2.000 kg de MS/ha) y calidades nutritivas variables en sus distintas áreas, y durante la primavera y el otoño, son aprovechados junto con los pastos supraforestales por grupos de unas 50 vacas que utilizan sólo el 16 % de la superficie pastable, siendo la carga media de 0,2 UGM/ha (FAO-CIHEAM, 2016; Revilla *et al.*, 1995).

#### 2.1.6.2. Pinar de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*

En el caso de la primera comunidad vegetal estudiada, se trata de un rodal de plantación de pinos de edad pareja que fue plantado en los años 60, la cual ha sido catalogada como un bosque de pino laricio repoblado con un sotobosque de aliagar (matorral de *Genista scorpius* (L.) DC.) calcícola de tierra baja y de la montaña media (Benito, 2011), donde el pino laricio (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) era la especie predominante, cubriendo un 98% del área basal de la parcela. El pinar cuenta con 0,58 hectáreas de superficie, en las que se encuentran también otras especies minoritarias de escolta, ubicadas en los extremos de las parcelas desbrozadas, como fresnos de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia* Vahl.) y algunos perales silvestres (*Pyrus communis* L.).

La caracterización de la vegetación arbórea llevada a cabo por los investigadores del proyecto determinó que se trata de un bosque de baja densidad (alrededor de 470 árboles/ha), con un área basal media de unos 24,2 m<sup>2</sup>/ha, con un diámetro medio a la altura del pecho (DAP) de los troncos que oscila entre los 21,8 y 28 cm y con una altura media comprendida entre los 13,7 y 20,7 m. Además, los árboles que constituyen la parcela muestran un riesgo de incendio de la corona bajo y similar (Pascual *et al.*, 2020).



Figura 8: Estructura forestal inicial del pinar de repoblación de *Pinus nigra subsp. salzmannii*. Fuente: Pascual et al. (2020).

#### 2.1.6.3. Chopera de *Populus x canadensis*

La segunda comunidad vegetal se localiza en una parcela de 0,86 hectáreas de superficie. La comunidad ha sido catalogada de forma genérica como una plantación de árboles planifolios (chopos en este caso) con un sotobosque de aliagar como el del pinar (Benito, 2011). La parcela la constituyen en su mayoría ejemplares de chopo canadiense o chopo híbrido (*Populus x canadensis*), que a diferencia de los pinos, cubren un menor porcentaje del área basal media de la parcela. Ésta cuenta también con la presencia de algunas especies minoritarias de escolta que se encuentran distribuidas casualmente, como fresnos de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*) y espino albar (*Crataegus monogyna* Jacq.) y con algunos individuos aislados de membrillo (*Cydonia oblonga* Mill.) y ciruelo europeo (*Prunus domestica* L.) (Pascual et al., 2020; Pascual et al., 2021).

Investigadores del proyecto determinaron que se trata de un bosque con una densidad mucho más baja que la del pinar (75-175 árboles/ha), con un área basal media de entre 5-14 m<sup>2</sup>/ha (9,5 m<sup>2</sup>/ha aproximadamente), con un diámetro medio a la altura del pecho (DAP) de los troncos que oscila entre los 29,3 y 33,9 cm y con una altura media comprendida entre los 13,3 y 25 m. La cobertura del dosel vegetal es del 5-40 % (16 % de media) y los árboles ubicados en las parcelas desbrozadas presentan un riesgo de incendio de la corona moderado, aunque de bajo peligro y de fácil control debido al manejo forestal llevado a cabo (Pascual et al., 2021).



Figura 9: Estructura forestal inicial de la chopera de *Populus x canadensis*. Fuente: Pascual et al. (2021).

#### 2.1.6.4. Pastos situados bajo cubierta de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y *Populus x canadensis*

Los pastos situados bajo la cubierta arbórea de cada comunidad que han sido objeto de estudio podrían clasificarse, atendiendo al nomenclátor básico de pastos en España propuesto por Ferrer et al. (2001), como pastos con arbolado ralo, cuya vegetación era fundamentalmente leñosa. El estrato herbáceo estaba dominado por especies perennes como el lastón *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. (Casasús et al., 2005) y por otras como la mansiega (*Carex flacca* Schreb.), el dactilo (*Dactylis glomerata* L.), la festuca roja (*Festuca rubra* L.), la vellosilla (*Pilosella officinarum* F.W. Schultz & Schultz Bip.) y la poa de los prados (*Poa pratensis* L.), como así constató el análisis fitocenológico descriptivo de la vegetación realizado. El estrato arbóreo y herbáceo de la zona coexistía a su vez con un sotobosque de matorral dominado en gran medida por la aliaga (*Genista scorpius*) y por otras especies como el boj (*Buxus sempervirens*), el espino albar (*Crataegus monogyna*), el endrino (*Prunus spinosa* L.) y el enebro común (*Juniperus communis*) (Casasús, 2001).

De acuerdo a su naturaleza, los pastos estudiados son calcícolas y mesófilos, característicos de los pisos colino, montano y subalpino del Pirineo central (Yera y Ascaso, 2009; Reiné, 2009) y con una composición florística dominada por diversos táxones agrupables en 21 clases fitosociológicas, de las cuales las más representadas son *Molinio-Arrhenatheretea* Tüxen 1937 (24,3 %) y *Festuco-Brometea* Br.-Bl. & Tüxen ex Br.-Bl. 1949 (15,5 %).



Figura 10: Vegetación pascícola en el pinar.

## 2.2. Diseño experimental

Entre noviembre de 2019 y enero de 2020, se llevó a cabo el desbroce mecánico de la parcela del pinar de repoblación de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Siete meses después, en Junio de 2020, se realizó el inventariado de vegetación. Entre diciembre de 2020 y febrero de 2021 se desbrozó la chopera de *Populus x canadensis* y seis meses después, en junio de 2021, se realizaron los inventarios de vegetación de esta zona.

El diseño experimental llevado a cabo en las dos zonas estudiadas se puede apreciar en las Figuras 17 y 18. Consiste en una delimitación en parcelas rectangulares cercadas que fueron monitorizadas para estudiar los efectos del pastoreo sobre las zonas desbrozadas (Pascual *et al.*, 2020):

- Parcelas de monitoreo A, y sometidas a desbroce.
- Parcelas de monitoreo B, manejadas con ganado y sometidas a desbroce.
- Parcelas testigo o de control SD, no sometidas a desbroce.

En las zonas de cada comunidad que iban a ser sometidas a desbroce, se delimitaron seis parcelas experimentales de 400 m<sup>2</sup> de superficie en total (40 m de largo x 10 m de ancho), siendo tres del tratamiento A (sin ganado) y tres del tratamiento B (con ganado), alternándose entre sí (Figuras 17 y 18).



Figuras 11 y 12: Parcelas desbrozadas en el pinar de *Pinus nigra subsp. salzmannii*. Fuente (derecha): Pascual *et al.* (2020).



Figuras 13 y 14: Parcelas desbrozadas en la chopera de *Populus x canadensis*.

Con el fin de monitorizar la evolución de la comunidad sin la intervención humana, análogamente en cada comunidad, se delimitó una parcela control de 0,55 hectáreas de superficie próxima a la zona desbrozada que representaba un área con las mismas condiciones (ambientales y en ubicación, altitud y orientación) y estructura de la vegetación, pero no estaba sometida ni a desbroce ni a pastoreo (Pascual *et al.*, 2020; 2021).





*Figura 15: Parcela de control del pinar de Pinus nigra subsp. salzmannii.*



*Figura 16: Parcela de control de la chopera de Populus x canadensis.*

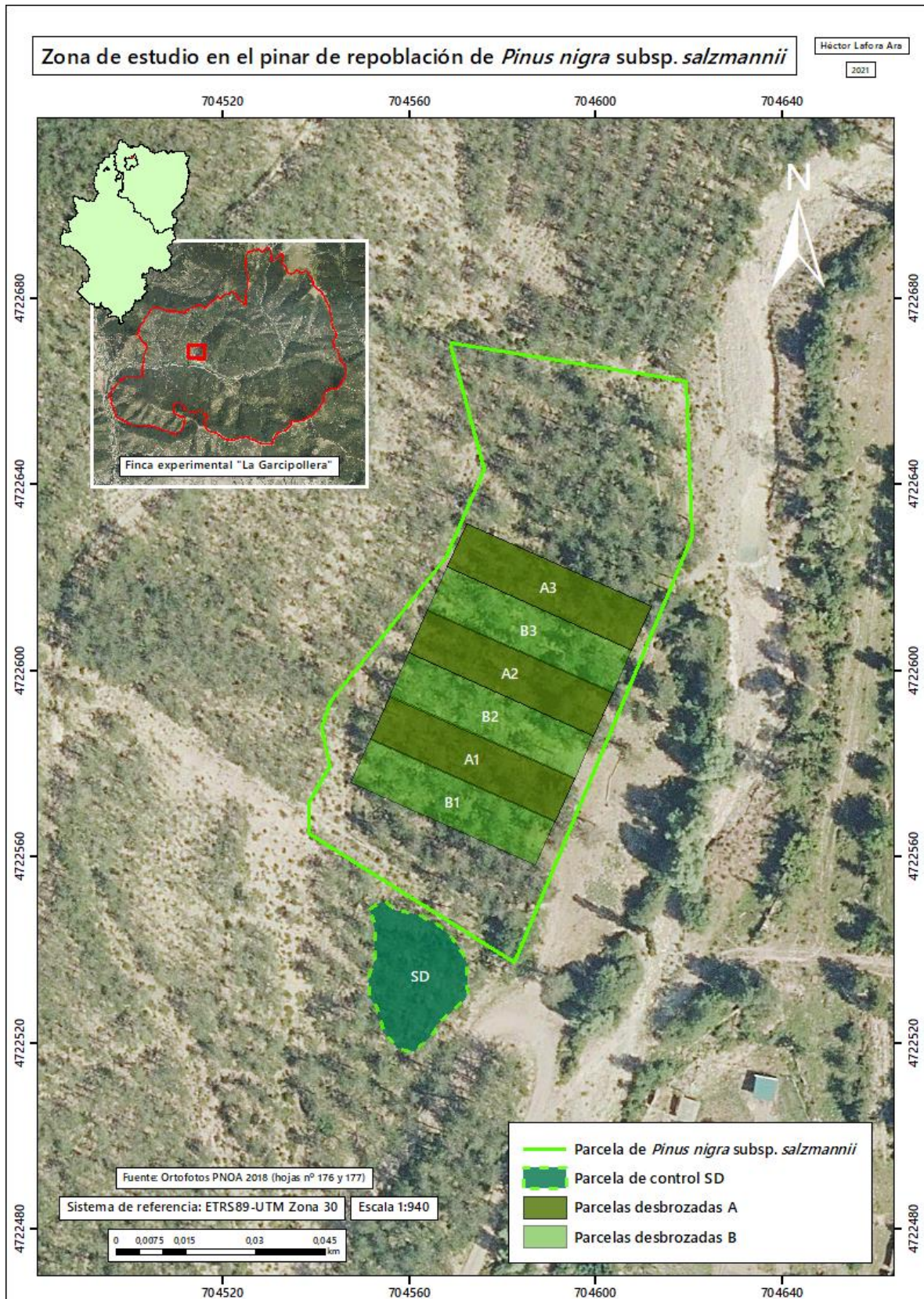


Figura 17: Localización de la parcela de control y las parcelas desbrozadas en el pinar de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Fuente: Elaboración propia a partir de Pascual et al. (2020).

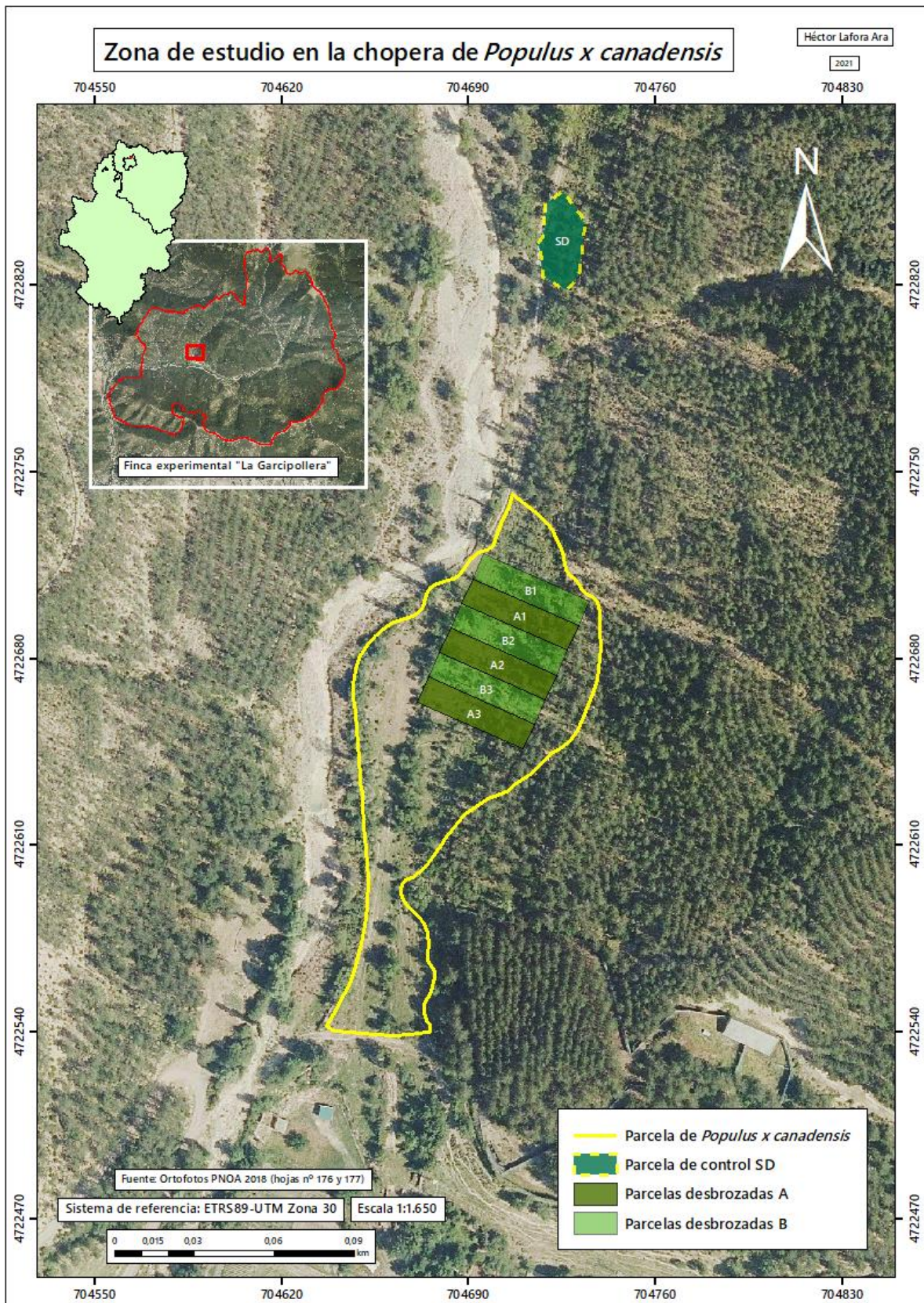
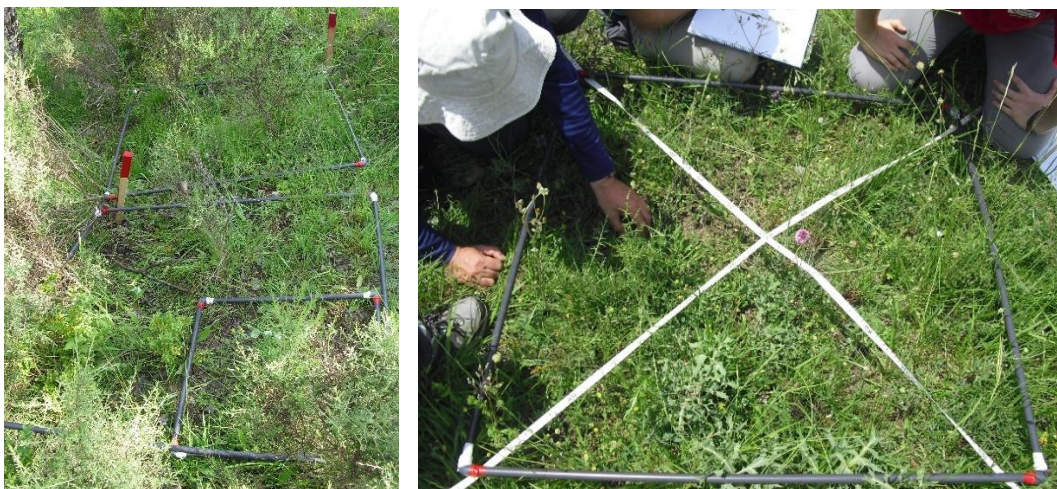


Figura 18: Localización de la parcela de control y las parcelas desbrozadas en la chopera de *Populus x canadensis*. Fuente: Elaboración propia a partir de Pascual et al. (2020; 2021).

### 2.3. Muestreos de vegetación

En cada una de las parcelas de monitoreo de ambas comunidades se llevaron a cabo cuatro inventarios florísticos (4 inventarios x 3 parcelas en A; 4 inventarios x 3 parcelas en B) utilizando la técnica de los cuadrantes. En cada parcela, los cuadrantes (un bastidor cuadrado de PVC de 1 m<sup>2</sup> de superficie) se dispusieron transversalmente de arriba a abajo en la zona central de la parcela y de manera equidistante entre ellos (Figuras 21 y 22). En el caso de las parcelas de control (no sometidas a desbroce ni a pastoreo, SD), en cada una de las zonas se hicieron 12 inventarios con el fin de comparar con las parcelas de la zona desbrozada no sometidas a pastoreo (A), manteniendo el mismo número muestral. Por tanto, en cada comunidad se realizaron en total 36 inventarios de vegetación, 24 de los cuales se dispusieron en la zona desbrozada y 12 en la zona control (Pascual *et al.*, 2020). En este estudio, sólo se muestran los resultados obtenidos en los tratamientos A (desbroce, sin ganado) y SD (sin desbroce, sin ganado) y no se tendrán en cuenta los datos de las parcelas manejadas con ganado y sometidas a desbroce (B), siendo el número muestral de 48 inventarios en total. El tratamiento B se obvió en este estudio porque en el momento de la realización de los inventarios, aún no había entrado el ganado en estas parcelas.



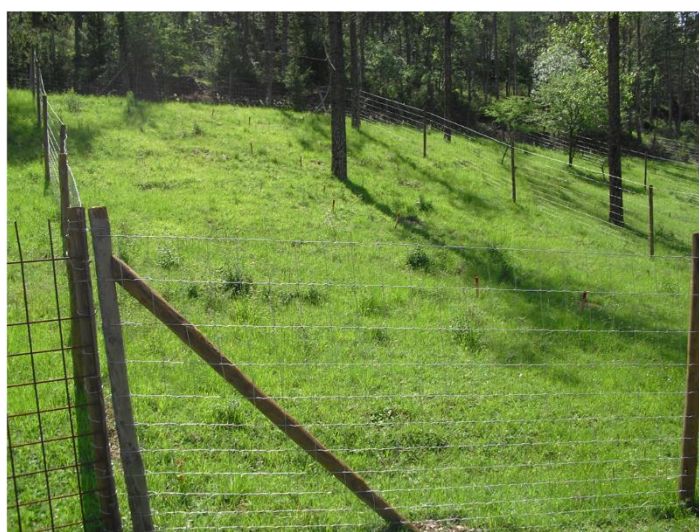
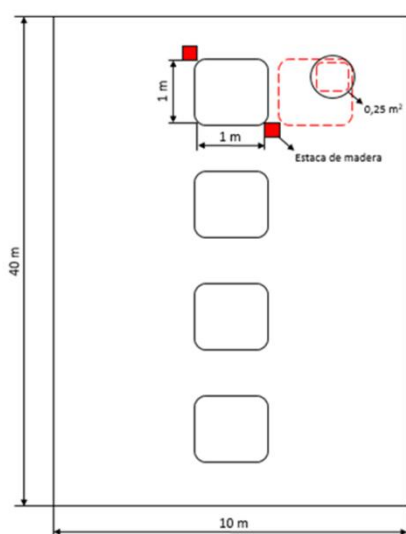
Figuras 19 y 20: Bastidores de plástico (izquierda) y realización de los inventarios florísticos (derecha).

Se anotaron en unos estadios de papel las siguientes variables para estudiar la composición florística y la diversidad vegetal en cada uno de los inventarios: nombre de cada una de las especies de plantas que fueron encontradas y cobertura sobre el total que ocupaba cada una de ellas (en %). Además, se apuntaron como observaciones aquellas especies que se encontraron fuera de los cuadrantes pero que sí estaban dentro de la parcela en la que se realizaba el inventario, aunque éstas no se tuvieron en cuenta en los análisis estadísticos que se mostrarán más adelante. Para evitar discordancias de nomenclatura a la hora de nombrar a los

táxones identificados durante el inventariado de la vegetación, la obra que se tuvo en cuenta como referencia fue la de Castroviejo *et al.* (1986). Se consultaron también las obras de Aizpuru *et al.* (1999) y Gómez (2005) para nombrar a aquellas especies pertenecientes a la familia botánica de las gramíneas y a algunas especies pertenecientes a la familia de las compuestas (asteráceas), ya que los capítulos correspondientes a estas familias no habían sido publicados hasta el momento en esta primera obra.

Para determinar las clases fitosociológicas más dominantes en las comunidades, se trabajó en una hoja Excel con los datos binarios de presencia-ausencia de los táxones en cada uno de los inventarios realizados para observar su abundancia según el tratamiento aplicado (desbroce o no desbroce). Se calcularon las frecuencias relativas totales (%) de aparición de los táxones en los inventarios considerando cada comunidad por separado. Una vez precisadas las frecuencias y determinado cuáles eran los táxones más dominantes, se revisaron las obras de Rivas-Martínez *et al.* (2001, 2002a y 2002b) para atribuir a cada táxon la clase fitosociológica de la que era característico y denotar posteriormente cuáles eran las clases mejor representadas en cada uno de los tratamientos.

De manera simultánea a la realización de los inventarios, se llevaron a cabo muestreos destructivos de vegetación, disponiendo otro cuadrante de PVC de una superficie de  $0,25 \text{ m}^2$  (50 cm x 50 cm) en la esquina superior derecha de otro cuadrante de  $1 \text{ m}^2$  dispuesto adyacente, a la derecha de cada uno de los cuadrantes de los inventarios florísticos (Figura 21), obteniéndose igualmente la misma cantidad de muestras que de inventarios en cada una de las parcelas (Pascual *et al.*, 2020).



*Figuras 21 y 22: Esquema que muestra el método empleado para los inventarios y muestreos destructivos de vegetación basado en cuatro cuadrantes distribuidos uniformemente a lo largo de las parcelas de control y parcelas desbrozadas (izquierda) y parcela desbrozada en la chopera en la que se observa definida por estacas de madera la superficie delimitada para los muestreos de vegetación (derecha).*

*Fuente (izquierda): Elaboración propia a partir de Pascual et al. (2020).*

El muestreo destructivo consistió en cortar la vegetación que crece en la superficie delimitada por cada uno de los cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>. Se cortó la vegetación herbácea y arbustiva con ayuda de tijeras eléctricas (Gardena 8893-U), tijeras de poda, tijeras convencionales, guantes de jardinería y se recolectó en bolsas de plástico, con el fin de estimar la producción de biomasa forrajera en cada una de las unidades de estudio (Nadal-Romero *et al.*, 2019; Pascual *et al.*, 2020). En primer lugar, se cortaban con las tijeras de poda o con las convencionales las partes más tiernas que brotaban de los arbustos y después se desbrozaba mecánicamente con las tijeras eléctricas la cobertura de especies herbáceas, teniendo especial cuidado de no cortarlas de raíz y de no remover mucho la tierra. La vegetación se desbrozó lo más al raso posible para asegurar que las muestras que posteriormente iban a ser procesadas tuvieran la mínima cantidad de impurezas posible y generaran de esta manera menos cenizas durante su incineración en los análisis siguientes.



*Figuras 23 y 24: Desbroce de vegetación herbácea con tijeras eléctricas (izquierda) y brotes tiernos de matorral (*Genista scorpius*) recién desbrozados con tijeras convencionales (derecha).*

Finalmente, tras los desbroces llevados a cabo, las muestras de vegetación se introdujeron en bolsas de plástico rotuladas correctamente para su identificación. Se separó previamente la vegetación herbácea de la arbustiva. Posteriormente, las muestras de matorral (introducidas ya en bolsas etiquetadas) se introdujeron dentro de las bolsas con muestras de vegetación herbácea (ya que éstas eran de mayor tamaño), para evitar de esta manera la pérdida o la mezcla entre ellas.



*Figuras 25 y 26: Muestras de vegetación herbácea y leñosa metidas en bolsas etiquetadas.*

## 2.4. Análisis de la vegetación

### 2.4.1. Procesado en laboratorio

Las muestras recolectadas en campo se trasladaron al Laboratorio de Producción Vegetal nº 9 de la Escuela Politécnica Superior de Huesca para ser conservadas en el congelador a  $-18^{\circ}\text{C}$  hasta su procesado.



*Figura 27: Muestras de vegetación conservándose en el congelador.*

Una vez ahí, una por una, las muestras se extendieron sobre papel secante, se dividieron en especies herbáceas y leñosas (diferenciando las últimas a su vez entre especies de matorral o arbustos), procurando solamente seleccionar las partes más tiernas o palatables en el caso de las especies leñosas y desechar aquellos restos que podrían influir durante la continuación de su tratamiento (musgo, tierra, piedras, etc.) y se depositaron sobre bandejas de aluminio. Posteriormente, las muestras se secaron siendo introducidas en una estufa de aire forzado a  $65-70^{\circ}\text{C}$  durante 48 horas los días siguientes siguiendo las recomendaciones de Dulphy y Demarquilly (1981). Las muestras herbáceas fueron volteadas una vez transcurridas 24 horas tras haber sido introducidas en la estufa, con el fin de lograr un secado óptimo.



*Figuras 28, 29, 30 y 31: De izquierda a derecha: Separación entre vegetación herbácea, leñosa y materia muerta, transferencia de las muestras a bandejas de aluminio y secado en la estufa.*

Desecadas todas las muestras, se pesaron con una balanza digital (Kern CB12K1N), se anotaron los pesos y tras ello, se guardaron en unos sobres de papel etiquetados en los que se conservarían hasta su molturación y procesado para la estimación de la calidad forrajera.



*Figuras 32, 33, 34, 35 y 36: De izquierda a derecha: Pesaje y deposición de todas las muestras en sobres correctamente rotulados para su posterior traslado.*

Para calcular la producción de biomasa forrajera de las parcelas estudiadas y expresarla en kg MS/ha, se multiplicaron los gramos de peso seco (MS) obtenidos en cada una de las réplicas del muestreo realizado por el cociente existente entre la equivalencia entre las unidades superficiales ( $1 \text{ ha} = 10.000 \text{ m}^2$ ) y la superficie sobre la que se recolectaron las muestras, expresada en  $\text{m}^2$  ( $0,25 \text{ m}^2$ ). Finalmente, los valores se transformaron en kg MS/ha por conversión de unidades y sin tener en cuenta el porcentaje de suelo desnudo que podía existir en las zonas de muestreo.

## 2.5. Análisis de la calidad nutritiva del pasto

### 2.5.1. Valoración botánica: método del Valor pastoral

A partir de los años 60 se desarrollaron una serie de procedimientos sintéticos, o métodos botánicos de valoración de la calidad de los pastos, que se basaban en estimaciones indirectas mediante el análisis de su composición florística y en la abundancia relativa de cada especie en la comunidad vegetal (Ascaso, 1990). Estos métodos parten de unos índices relativos y adimensionales que permiten clasificar el pasto en cuanto a su calidad de forma rápida y aproximativa, a través de la observación directa en el campo de las especies que lo componen (Vílchez, 2013). Los resultados obtenidos tras la aplicación de los índices se objetivan frecuentemente usando datos obtenidos con otros métodos y mediante modelos estadísticos



que establecen relaciones sobre la composición florística y determinados parámetros de aprovechamiento de los pastos tales como la carga ganadera potencial u óptima que pueden admitir (Ascaso, 1990).

Con el objetivo de realizar una valoración de la calidad del pasto a nivel de comunidad vegetal, en este estudio va a aplicarse el método del Valor pastoral (Dâget y Poissonet, 1972). Se trata de uno de los métodos botánicos de valoración más utilizados que sigue siendo muy empleado especialmente en la Europa continental para la evaluación y el manejo de los pastos (Ferrer, 2016). Su determinación se lleva a cabo a partir de la siguiente expresión:

$$VP = 0,2 * \sum_{i=1}^s (C_s * I_s)$$

donde:

- VP = valor pastoral, valor resultante (expresado sobre 100) de multiplicar por 0,2 el sumatorio del producto entre las contribuciones específicas y los índices de calidad específicos.
- 0,2 = constante que depende de la escala de nota atribuida a cada táxon para que el VP varíe entre 0 y 100.
- S = riqueza específica o número de táxones.
- $C_s$  = contribución específica, determinada a partir de la cobertura relativa de cada táxon en el inventario y expresada en porcentaje de recubrimiento (%).
- $I_s$  = índice de calidad específico atribuido a cada táxon por convención entre investigadores, con el que se refleja de manera estimada su valor nutricional.

Para el cálculo del valor pastoral, se ajustaron a 100 % los valores de las coberturas relativas de cada una de las especies que fueron anotadas en los estadillos teniendo en cuenta los porcentajes de suelo desnudo presentes en cada inventario, obteniendo así sus respectivas contribuciones específicas ( $C_s$ ) y se consideró al inventario como unidad de cálculo, obteniendo por lo tanto un valor pastoral por inventario realizado.

Los valores del índice o valor específico ( $I_s$ ) de cada especie oscilan entre 0 y 5 y tratan de reflejar el interés agronómico y zootécnico del pasto en cuanto a tasa de crecimiento, productividad, apetecibilidad, toxicidad, digestibilidad, etc. (Ferrer, 2016). De esta manera, para el cálculo se han tenido como referencia los valores cualitativos obtenidos de los trabajos de Barrantes *et al.* (2004 a, b, c, d, e y f), Lasanta *et al.* (2013), Roggero *et al.* (2002), San Miguel (2012) y Trullenque (2019); la base de datos no publicada del Departamento de Ciencias Agrarias

y del Medio Natural de la Universidad de Zaragoza y la consideración propuesta por Dâget y Poissonet (1972) que se especifica a continuación:

- Is = 0 (muy mala, tóxica, perjudicial o rechazada).
- Is = 1 (mala o mediocre).
- Is = 2 (regular).
- Is = 3 (buena).
- Is = 4 (muy buena).
- Is = 5 (excelente).

Se consideraron los valores de acuerdo a la estación de primavera, que fue la época en la que se realizaron los muestreos y teniendo en cuenta que el ganado que pastaba en las zonas de estudio era vacuno.

## 2.5.2. Valoración químico-bromatológica

### 2.5.2.1. Preparación de las muestras para el análisis en el laboratorio

Las muestras de biomasa tomadas (véase apartado 2.3.) fueron trasladadas al Laboratorio de Investigación del Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Zaragoza (Edificio de Zootecnia) para su análisis químico. Cada muestra fue triturada mediante un molino IKA MF10 (IKA-Werke, Staufen, Denmark) hasta obtener partículas inferiores a 1 mm, con el objetivo de conseguir un tamaño de partícula adecuado para facilitar su tratamiento durante los análisis posteriores. Terminada la molienda, se procuró recuperar íntegramente cada una de las muestras procesadas y se introdujeron en frascos de vidrio previamente rotulados para su identificación para ser conservadas hasta la realización de los análisis químico-bromatológicos.



*Figuras 37, 38, 39 y 40: De izquierda a derecha: Deposición de las muestras sobre papel secante e introducción y molturación en el molino de martillos para obtener el tamaño de partícula deseado.*



Figuras 41, 42, 43, 44 y 45: De izquierda a derecha: Tamizado de las muestras y conservación en recipientes de vidrio hasta los análisis posteriores.

### 2.5.2.2. Análisis químico de las muestras

Los métodos químico-bromatológicos de valoración de un pasto consisten en el análisis en el laboratorio de muestras homogéneas de pasto para estimar su calidad mediante rutas analíticas de fraccionamiento donde cada una de las fracciones se asocia a algún principio nutritivo (proteína, fibra, grasa, celulosa, hemicelulosa, etc.) (Ferrer, 2016).

Se analizaron solamente las muestras de biomasa seca de especies herbáceas, descartando las de especies leñosas (brotes tiernos), ya que las cantidades fueron despreciables.

#### 2.5.2.2.1. Materia seca y cenizas

La materia seca (MS) es un parámetro necesario para una adecuada caracterización de los componentes nutricionales del pasto, ya que estos deben expresarse en base a ella para poder efectuar comparaciones válidas y realizar balances nutricionales, por lo que todos los resultados obtenidos tras la realización de estos análisis se expresaron en porcentajes sobre materia seca libre de cenizas (Reiné *et al.*, 2012).

Las muestras fueron introducidas en crisoles de porcelana en una estufa de aire forzado a 105°C y posteriormente en un horno de mufla a 550°C, hasta conseguir su completa calcinación (Broca, 2011). La determinación de materia seca y cenizas se llevó a cabo a través del secado de las muestras y por diferencia de pesos resultantes, con ayuda de las siguientes expresiones:

$$\text{Materia seca (\% MS)} = 100 \times \frac{\text{g muestra seca}}{\text{g muestra húmeda}} = 100 \times \frac{(P3-P1)}{(P2-P1)}$$

$$\text{Cenizas (\% s/MS)} = 100 \times \frac{\text{g cenizas}}{\text{g muestra seca}} = 100 \times \frac{(P4-P1)}{(P3-P1)}$$

donde:

- P1 = peso del crisol de porcelana previamente calcinado y tarado (g).
- P2 = peso de la muestra (g).
- P3 = peso del crisol con la muestra seca (g).
- P4 = peso del crisol con las cenizas (g).



Figuras 46, 47 y 48: De izquierda a derecha: Muestras depositadas en crisoles de porcelana, crisoles introducidos en el horno de mufla y muestras totalmente calcinadas (cenizas).

#### 2.5.2.2.2. Proteína bruta

La valoración del contenido en nitrógeno (N) se llevó a cabo a través del método Kjeldahl, mineralizando el nitrógeno orgánico contenido en las muestras con ácido sulfúrico en un digestor Büchi 323 Distillation Unit y desplazando posteriormente con sosa el nitrógeno amoniacal resultante (Broca, 2011). La proteína bruta (PB) se estimó multiplicando el contenido en N por 6,25. La expresión utilizada para el cálculo fue la siguiente:

$$PB (\% \text{ s/MS}) = 0,875 \times \frac{\text{ml de HCl } 0,1 \text{ N gastados en la valoración}}{\text{peso de la muestra para el análisis (g)}}$$

donde:

- 0,875 = resultado de multiplicar el factor 6,25 por el peso atómico del nitrógeno (N = 14,0067 u) y expresar el valor resultante en tanto por uno.



Figuras 49, 50, 51 y 52: De izquierda a derecha: Muestras introducidas en tubos de digestión Kjeldahl, proceso de digestión, proceso de destilación y valoración final del  $(\text{NH}_4)_2\text{HBO}_3$  del Erlenmeyer con HCl hasta viraje.

#### 2.5.2.2.3. Fibra Neutro Detergente y Fibra Ácido Detergente

Los contenidos en Fibra Neutro Detergente (FND) y Fibra Ácido Detergente (FAD) se analizaron en base al método de fraccionamiento de Van Soest (Van Soest, 1944; Van Soest *et al.*, 1991), consistente en un análisis secuencial. La FND agrupa a los dos componentes principales parcialmente digestibles de la pared celular de las plantas (celulosa y hemicelulosa)

y a la lignina, mientras que la FAD agrupa a la fracción lignocelulósica (celulosa y lignina, ésta última analizada como Lignina Ácido Detergente (LAD)) (Marinas y García-González, 2008). De esta manera, los contenidos en hemicelulosa y celulosa (expresados en % sobre materia seca) se pueden estimar mediante diferencias entre los contenidos de FND, FAD y LAD:

$$\text{Hemicelulosa (\% s/MS)} = \text{FND (\% s/MS)} - \text{FAD (\% s/MS)}$$

$$\text{Celulosa (\% s/MS)} = \text{FAD (\% s/MS)} - \text{LAD (\% s/MS)}$$

Para la cuantificación de los contenidos en FND y FAD se utilizó un aparato de digestión o analizador de fibra ANKOM<sup>220</sup> (ANKOM Fiber Analyzer, Ankom Technol. Corp., Fairport, NY, USA), un sistema de filtración basado en la técnica de las bolsas de nylon filtro F57 (ANKOM Filter Bags), un sellador de calor para fundir y sellar el polímero en las bolsas de filtración (ANKOM HSi Heat Sealer 220v 50/60HZ - 1915/1920) y un desecador de humedad para almacenar las bolsas de filtración antes de pesarlas (ANKOM Moisture stop weigh pouch F39). Los reactivos utilizados durante el análisis de la fibra fueron los siguientes: solución neutro detergente (Detergent Neutral Solution ITW Reagents), solución ácido detergente (Detergent Acid Solution ITW Reagents), alfa-amilasa bacteriana estable al calor (ANKOM FAA Alpha Amylase 250 ml), acetona (Acetone QP ITW Companies) y ácido sulfúrico de 72 % en peso (Sulfuric Acid 72% ITW Companies) (ANKOM Technology Corporation, 1998).



*Figuras 53, 54, 55, 56, 57 y 58: De izquierda a derecha: Sellado de las bolsas de filtración, bolsas depositadas sobre el suspensor, aparato de digestión utilizado, vertido de la Solución Neutra Detergente al recipiente de digestión, adición de la enzima alfa-amilasa y secado de las muestras tras la inmersión en acetona.*



*Figuras 59, 60, 61, 62, 63 y 64: De izquierda a derecha: Vertido de la Solución Ácida Detergente al recipiente de digestión, comprobación del pH neutro del agua de los lavados con tiras medidoras de pH, adición del ácido sulfúrico a las bolsas de filtración, sumersión de las bolsas en ácido sulfúrico y agitación con otro vaso de precipitados, muestras secadas en estufa y depositadas en crisoles y cenizas resultantes tras la incineración de las bolsas en el horno de mufla.*

Siguiendo la misma metodología, una vez fueron calculados los contenidos en FND y FAD, se determinaron también en el laboratorio los contenidos en Lignina Ácido Detergente (LAD) y Cenizas Ácido Detergente (CAD).

Así pues, y una vez realizados los análisis, los contenidos de FND y FAD se determinaron mediante el uso de las siguientes expresiones:

$$FND (\% s/MS) = \frac{10.000 \times (W3 - W1 - Wc)}{W2 \times MS} \qquad FAD (\% s/MS) = \frac{10.000 \times (W4 - W1 - Wc)}{W2 \times MS}$$

donde:

- W1 = peso de la bolsa de nylon (tara) (g).
- W2 = peso de la muestra (g).
- W3 = peso final de la bolsa con la fibra neutro detergente (g).
- W4 = peso de la bolsa con la fibra ácido detergente (g).
- Wc = peso de las cenizas (g).
- MS = % de materia seca de la muestra.

Una vez obtenidos los resultados de los análisis de laboratorio, se determinaron tres índices de calidad relacionados con algunos de estos contenidos. Se calculó el Valor Relativo del Forraje (VRF), considerando su aplicabilidad al presente estudio y su utilidad para realizar una estimación del valor nutricional que pueden ofrecer los pastos de las áreas desbrozadas y no desbrozadas (Lasanta *et al.*, 2013). Este índice combina dos factores nutricionales importantes que son indicadores de la digestibilidad (*in vitro*) y que sirven para valorar la calidad del forraje atendiendo a la proporción de gramíneas, leguminosas y mezclas de ambas en la hierba que constituye las fracciones de FAD y FND: la Ingestión de Materia Seca (IMS) y la Digestibilidad de la Materia Seca (DMS). Dichos parámetros se determinaron con ayuda de las siguientes expresiones (Linn y Martin, 1989):

$$VRF = (DMS \times IMS) / 1.29$$

$$IMS (kg MS/100 kg PV) = 120 / FND$$

$$DMS (\%) = 88,9 - (0,779 \times FAD)$$

donde:

- VRF = Valor Relativo del Forraje.
- IMS = Ingestión de la Materia Seca (kg MS/100 kg PV).

- DMS = Digestibilidad de la Materia Seca (%).
- FND = contenido en Fibra Neutro Detergente (% sobre MS).
- FAD = contenido en Fibra Ácido Detergente (% sobre MS).
- PV = peso en vivo o corporal del animal (kg).

Estos últimos autores proponen la siguiente tabla para clasificar la calidad forrajera de la hierba según los valores obtenidos para cada uno de los parámetros descritos, en función de los cuales se le asigna un estándar de calidad determinado:

Quality standard <sup>a</sup>	RFV <sup>b</sup>	ADF <sup>c</sup> -----% of DM-----	NDF <sup>c</sup>	DDM, % <sup>d</sup>	DMI % of BW <sup>e</sup>
Prime	>151	<31	<40	>65	>3.0
1	151-125	31-35	40-46	62-65	3.0-2.6
2	124-103	36-40	47-53	58-61	2.5-2.3
3	102-87	41-42	54-60	56-57	2.2-2.0
4	86-75	43-45	61-65	53-55	1.9-1.8
5	<75	>45	>65	<53	<1.8

*Tabla 1: Clasificación de la calidad forrajera de la hierba propuesta por Linn y Martin (1989). Los estándares de calidad han sido asignados por el "Grupo de trabajo sobre el mercado de heno del Consejo Estadounidense de Forrajes y Pastizales" (Hay Market Task Force of American Forage and Grassland Council): Prime = de excelente calidad; 1 = de primera calidad; 2 = de segunda calidad; 3 = de tercera calidad; 4 = de cuarta calidad y 5 = de quinta calidad.*

## 2.6. Procesamiento de datos y análisis estadístico

### 2.6.1. Parámetros estimados

Los resultados de los trabajos de campo y laboratorio se transcribieron en unas hojas Excel para estimar los siguientes parámetros relacionados con la composición florística y diversidad vegetal, la producción de biomasa forrajera y la calidad forrajera del pasto:

- Cobertura total (expresada en %), distinguiendo entre suelo desnudo, especies herbáceas y especies leñosas.
- Cobertura relativa (expresada en % del total de vegetación) de familias botánicas, distinguiendo entre gramíneas, leguminosas herbáceas, leguminosas leñosas, total de leguminosas, otras familias herbáceas, otras familias leñosas y total de otras familias.
- Cobertura relativa (expresada en % del total de vegetación) de formas de vida de Raunkiaer (1934), distinguiendo entre fanerófitos (macrofanerófitos y nanofanerófitos), caméfitos, hemicriptófitos, terófitos y geófitos. Los valores de cobertura de cada una de las especies encontradas en la superficie de 1 m<sup>2</sup> delimitada dentro del bastidor sobre el que se realizaban los inventarios se ajustaron a 100.

- Riqueza específica o número de especies (S), distinguiendo entre especies herbáceas, especies leñosas y riqueza total de especies.

- Riqueza de familias botánicas, distinguiendo entre gramíneas, leguminosas herbáceas, leguminosas leñosas, total de leguminosas, otras familias herbáceas, otras familias leñosas y total de otras familias.

- Riqueza de formas de vida de Raunkiaer, distinguiendo entre fanerófitos (macrofanerófitos y nanofanerófitos), caméfitos, hemicriptófitos, terófitos y geófitos.

- Índice de diversidad de Shannon (1949) ( $H'$ ), según la fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \ln p_i)$$

donde:

-  $H'$  = valor de la diversidad, resultado de multiplicar el sumatorio del producto entre todas las probabilidades de aparición de los táxones y el logaritmo neperiano de esas probabilidades por -1 (medido en *bits* de información, comprendido en este caso entre 0,5 y 5).

- S = riqueza específica o número de táxones.

-  $\ln p_i$  = logaritmo neperiano de la probabilidad de aparición (abundancia proporcional o relativa) de cada táxon (i), expresado en tanto por uno.

- Índice de equitabilidad de Pielou (1969) ( $J'$ ), según la fórmula:

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

donde:

-  $J'$  = valor de equitatividad o uniformidad (comprendido entre 0 y 1).

-  $H'$  = índice de diversidad de Shannon.

-  $\ln S$  = logaritmo neperiano de la riqueza específica o número de táxones o diversidad máxima ( $H'_{\text{máx}}$ ) que se obtendría si la distribución de las abundancias relativas de las especies en la comunidad fuesen perfectamente equitativas.

- Índice o coeficiente de semejanza o similitud de Sørensen (1948) ( $Q_s$ ), según su respectiva fórmula:



$$Q_s = \frac{2c}{(s_1 + s_2)}$$

donde:

- $Q_s$  = índice o coeficiente de semejanza o similitud de Sørensen: mide la biodiversidad  $\beta$  en la comunidad a partir de los datos binarios de presencia-ausencia de los táxones en los inventarios (sin considerar sus proporciones) y su valor oscila entre 0 (cuando no existen especies comunes) y 1 (cuando ambas comunidades son idénticas).
- $s_1$  = número total de especies en la comunidad vegetal del primer tratamiento considerado.
- $s_2$  = número total de especies en la comunidad vegetal del segundo tratamiento considerado.
- $c$  = número total de especies comunes en las comunidades vegetales de los tratamientos considerados.

Para el cálculo de este parámetro cualitativo se consideró al tratamiento como la unidad, por lo que se comparó, entre los cuatro tratamientos resultantes del estudio, el número total de táxones identificados en cada uno de ellos.

- Biomasa seca de especies herbáceas y de especies leñosas (brotes tiernos) producida tras la técnica de gestión forestal aplicada en cada caso (desbroce o no desbroce), expresada en kg/ha de materia seca (kg MS/ha).

- Valor Pastoral, considerando por un lado sólo a las especies herbáceas y por otro a todas las especies en conjunto (especies herbáceas y leñosas).

- Parámetros determinados tras la valoración químico-bromatológica en el laboratorio: Proteína bruta (PB), Cenizas, Hemicelulosa, Celulosa, Fibra Neutro Detergente (FND), Fibra Ácido Detergente (FAD), Lignina Ácido Detergente (LAD), Cenizas Ácido Detergente (CAD), todos ellos expresados en % sobre la materia seca (% s/MS); e índices de calidad relacionados con algunos de los parámetros determinados tras la valoración químico-bromatológica en el laboratorio: Ingestión de la Materia Seca (IMS), expresada en porcentaje de peso vivo (% PV); Digestibilidad de la Materia Seca (DMS), expresada en %; y Valor Relativo del Forraje (VRF).

### 2.6.2. Análisis estadístico

Con los datos resultantes del estudio, se han realizado procedimientos estadísticos para comprobar si existen relaciones significativas entre los diferentes parámetros estudiados. Los datos fueron introducidos en una hoja de cálculo Excel, para trabajar con ellos posteriormente en los softwares estadísticos R Commander (versión 4.0.4), RStudio (versión 2021.09.1) e IBM SPSS Statistics (versión 26.0).

Para llevar a cabo los análisis, en la hoja Excel donde se trabajaba con los datos se agrupó en un sólo factor al tratamiento o técnica de gestión forestal aplicada en el estudio (“Desbrozado” o “Sin desbrozar”) y a la comunidad donde se muestreaba (“Pinos” o “Chopos”), obteniendo de esta manera cuatro variables categóricas que se considerarían como “tratamientos”: “Desbrozado Pinos”, “Desbrozado Chopos”, “Sin desbrozar Pinos” y “Sin desbrozar Chopos”.

Se calcularon, de conformidad a las variables categóricas, los estadísticos descriptivos (mínimo, máximo, media y error estándar de la media) para cada una de las variables que fueron analizadas: cobertura total, cobertura relativa de familias botánicas y de formas de vida de Raunkiaer, riqueza específica, de familias botánicas y de formas de vida de Raunkiaer, índices de diversidad (Shannon y Pielou), biomasa seca, valor pastoral, parámetros resultantes de la valoración químico-bromatológica e índices de calidad relacionados con algunos de estos parámetros.

Se descartó para el análisis estadístico, por un error de laboratorio, la información aportada por una de las repeticiones del muestreo en lo referido al parámetro de Lignina Ácido Detergente (LAD), por lo que el tamaño muestral para ésta fue de  $N = 47$ .

El procedimiento estadístico elegido para comprobar si las variables mostraban diferencias significativas entre tratamientos fueron los modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas en inglés), por presentar la mayoría de los datos una distribución no paramétrica. En cada modelo realizado, se seleccionó como factor o variable explicativa una de las cuatro variables categóricas citadas anteriormente y como familia de distribución una de las siguientes funciones teóricas (con sus funciones de enlace respectivas) atendiendo en cada caso a la naturaleza de las 49 variables explicadas o dependientes que fueron analizadas y comprobando que los errores del modelo se ajustaban bien a dichas familias:

- “*binomial* (función de enlace = *logit*)”, para las variables cuyos datos estaban comprendidos de 0 a 1: índice de Pielou (equitabilidad).

- “*gaussian* (función de enlace = *identity*)”, para las variables continuas: índice de Shannon (diversidad), biomasa seca, valor pastoral e índices de calidad (IMS, DMS y VRF).

- “*poisson* (función de enlace = *log*)”, para las variables discretas u obtenidas mediante conteo: cobertura total, cobertura relativa de familias botánicas y de formas de vida de Raunkiaer, riqueza específica, de familias botánicas y de formas de vida de Raunkiaer y parámetros resultantes de la valoración químico-bromatológica.

Simultáneamente a la aplicación de los modelos se efectuó la prueba post-hoc HSD Tukey de comparaciones múltiples entre medias observadas para buscar diferencias significativas entre cada uno de los tratamientos entre sí (“p-value” < 0,05) o no.

Por último, se elaboró una matriz de correlaciones no paramétricas basada en los coeficientes de correlación Rho ( $\rho$ ) de Spearman para analizar las relaciones existentes entre los dos métodos de valoración ecológica del pasto aplicados y entre el resto de variables examinadas.

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Composición florística y diversidad vegetal

##### 3.1.1. Táxones

En la Tabla 1 del Anexo 2.1. se muestra el listado de táxones encontrados en el área de estudio, clasificados según su carácter herbáceo o leñoso y su familia botánica.

Se han reconocido un total de 105 táxones (85 herbáceos y 20 leñosos) pertenecientes a 32 familias, de las cuales Fabaceae, Poaceae, Asteraceae, Apiaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Rosaceae, Lamiaceae, Orchidaceae, Plantaginaceae y Rubiaceae fueron las más representadas de las especies herbáceas y Rosaceae y Fabaceae de las especies leñosas. Buena parte de la flora identificada es propia de sustratos calizos o margosos, lo que pone de manifiesto su relación con la naturaleza del suelo descrito para la zona de estudio (Red Natural de Aragón, 2010).

De forma análoga a los estudios desarrollados en la Finca de la Garcipollera por Torrano (2001) y Casasús *et al.* (2005), el estrato arbóreo de las comunidades se componía prácticamente en su totalidad por *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y *Populus x canadensis*, a excepción, como se ha mencionado en los apartados 2.1.6.2. y 2.1.6.3., de apariciones esporádicas de individuos

menos abundantes como *Fraxinus angustifolia* en las parcelas de ambas comunidades, *Pyrus communis* en el pinar y *Cydonia oblonga* y *Prunus domestica* en la chopera. También aparecieron rebrotes de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* en algunos de los inventarios realizados en las parcelas de control del pinar y la chopera, de *Populus x canadensis* en ciertos puntos de la superficie delimitada por esas parcelas que se encontraban fuera de los inventarios y de *Acer campestre* y *Quercus humilis* en algunos de los inventarios de la parcela de control del pinar.

Gran parte de la vegetación arbustiva identificada se correspondía con la encontrada por los autores antes mencionados en los pastos de la Garcipollera situados bajo las plantaciones de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. Los estratos arbóreo y herbáceo de las comunidades coexistían con un sotobosque de matorral dominado en gran medida por *Genista scorpius*, la cual aparecía con más frecuencia en las parcelas de control que en las parcelas desbrozadas, y por *Rubus ulmifolius*, también presente en todos los tratamientos. Se identificaron una serie de especies que sólo se encontraban en el pinar, tales como *Dorycnium pentaphyllum*, *Lonicera etrusca* y *Cornus sanguinea*, otras que sólo estaban en la chopera, como *Viburnum lantana* y un táxon del género *Rosa* spp. que no pudo identificarse, *Ononis spinosa*, que sólo se encontró en las parcelas de control, *Rosa canina*, que apareció en varias ocasiones y de manera exclusiva en las parcelas desbrozadas del pinar y *Coronilla minima* y *Rosa micrantha*, que fueron identificadas solamente en la parcela de control del pinar. Especies que también fueron muy abundantes y que aparecieron distintivamente en ambas comunidades fueron *Buxus sempervirens*, *Crataegus monogyna*, *Juniperus communis* y *Prunus spinosa*.

En cuanto al estrato herbáceo, se observa que tanto las gramíneas como las leguminosas, familias que aportan especies de alto valor forrajero (Fillat *et al.*, 2008), gozaban de una elevada presencia en las comunidades. El estudio de la vegetación evidenció que el lastón o *Brachypodium pinnatum* era la especie más dominante de la flora herbácea identificada, demostrado por su alta frecuencia relativa total de aparición en los inventarios, que fue del 100 % en todos los tratamientos a excepción de las parcelas desbrozadas del pinar, donde alcanzó el 91,67 %. Casasús *et al.* (2005) y Torrano (2001) también observaron en sus estudios que esta especie, junto con *Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv y *Festuca arundinacea*, constituían la vegetación herbácea dominante de los pastos antes mencionados.

Otras especies que también fueron dominantes y comunes en todos los tratamientos, aunque en menor medida que el lastón, fueron *Festuca arundinacea*, *Festuca rubra*, *Poa pratensis*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Bellis perennis*, *Cirsium vulgare*, *Pilosella officinarum*, *Arenaria serpyllifolia*, *Carex flacca*, *Blackstonia perfoliata*, *Plantago lanceolata*, *Plantago media*, *Polygala vulgaris*, *Ranunculus bulbosus*,

*Sanguisorba minor* y *Viola canina*. Braun-Blanquet (1979) señala que la vellosilla (*Pilosella officinarum*) y el lastón son dos especies muy competidoras y con capacidad de formar poblaciones continuas extensas, lo cual podría evidenciarse en este estudio dados los resultados obtenidos.

Ciertas especies aparecieron solo en el pinar, como *Bromus erectus*, *Vicia sepium*, *Daucus carota*, *Senecio jacobaea*, *Cephalaria leucantha* y *Veronica verna*, mientras que otras fueron identificadas únicamente en la chopera, como *Briza media*, *Trisetum flavescens*, *Centaurea nigra* y un táxon del género *Carex* spp. que no pudo identificarse. De igual manera, algunos táxones aparecieron solamente en las parcelas desbrozadas de ambas comunidades, como *Bromus diandrus*, *Trifolium campestre*, *Vicia angustifolia*, *Leucanthemum vulgare* y *Veronica chamaedrys*.

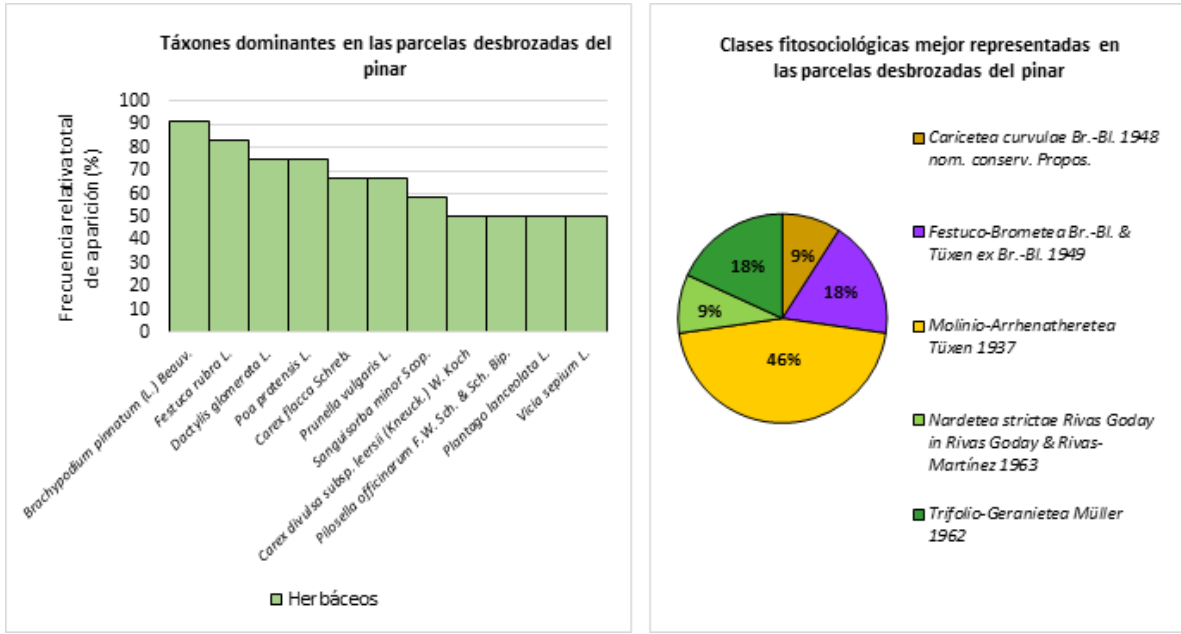
En las parcelas desbrozadas del pinar se identificaron varios táxones que no se encontraron en el resto de parcelas, como *Arrhenatherum elatius*, *Hordeum murinum*, *Lolium rigidum*, *Lathyrus aphaca*, *Anthriscus silvestris*, *Sonchus oleraceus*, *Cynoglossum officinale*, *Cerastium ramosissimum*, *Silene vulgaris*, *Carex divulsa* subsp. *leersii*, *Plantago major*, *Galium verum* y *Urtica dioica*. En la parcela de control sucedió algo similar pero en menor medida. Se encontraron seis especies pertenecientes a cuatro familias distintas (*Avenula pratensis*, *Coronilla scorpioides*, *Lathyrus pratensis*, *Platanthera bifolia*, *Platanthera chlorantha* y *Orobanche gracilis*).

Por otra parte, en la chopera también se observó este cambio en la composición de especies. Se identificaron nueve táxones herbáceos (*Desmazeria rigida*, *Phleum pratense*, *Eryngium campestre*, *Cerastium fontanum*, *Carex flava*, *Prunella laciniata*, *Cephalanthera damasonium*, *Helleborus foetidus* y *Galium aparine* subsp. *spurium*) que aparecieron únicamente en las parcelas desbrozadas y dos leguminosas (*Medicago minima* y *Trifolium montanum*) y dos rosáceas (*Agrimonia eupatoria* y *Potentilla erecta*) que se encontraron solamente en la parcela de control sin desbrozar.

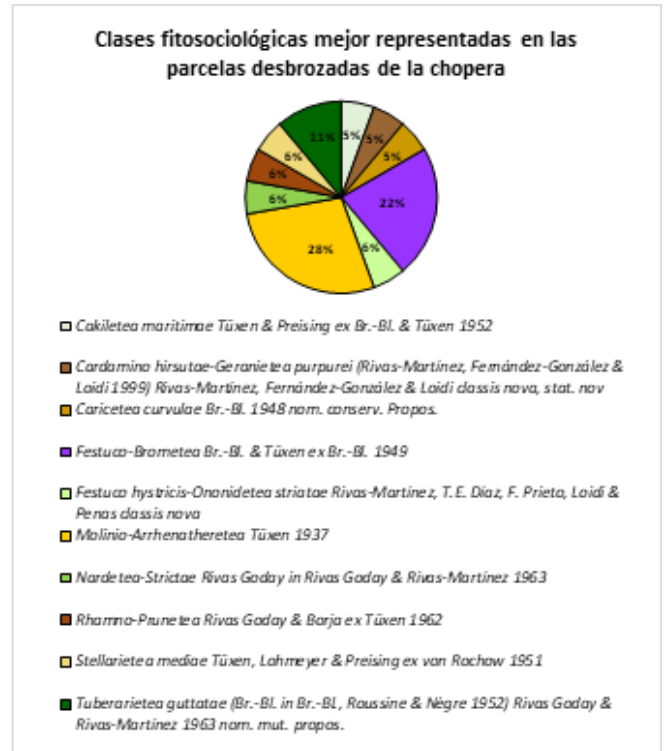
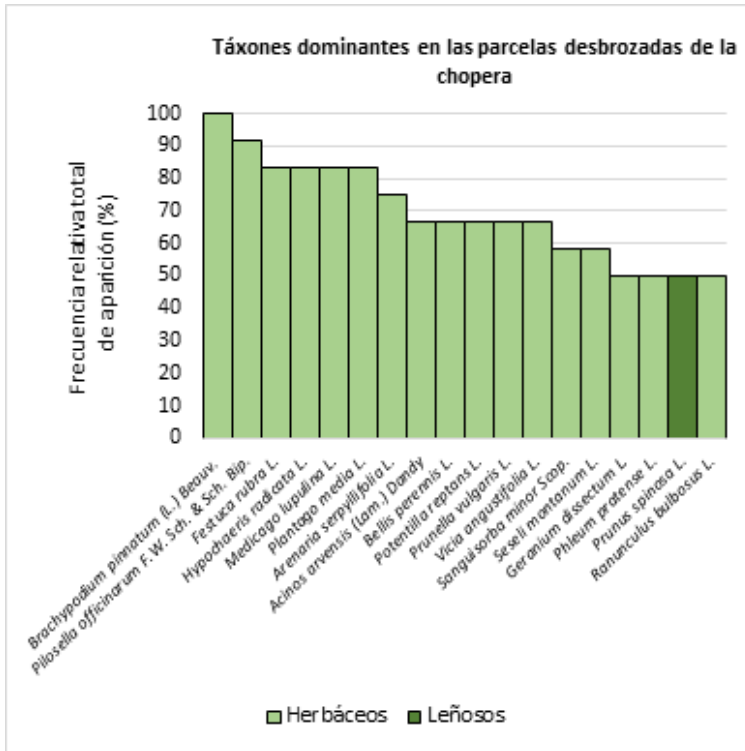
De las especies que fueron reconocidas, algunas se caracterizan por poseer un importante interés pastoral por su buena productividad, como es el caso de *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, *Medicago sativa*, *Phleum pratense*, *Poa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Trisetum flavescens* y *Vicia sativa*, mientras que sin embargo, otras como *Prunella vulgaris*, *Rubia peregrina* y *Seseli montanum* son especies comunes y muy abundantes en los pastos pero que carecen de este interés (Ferrer, 2016).

### 3.1.2. Clasificación fitosociológica

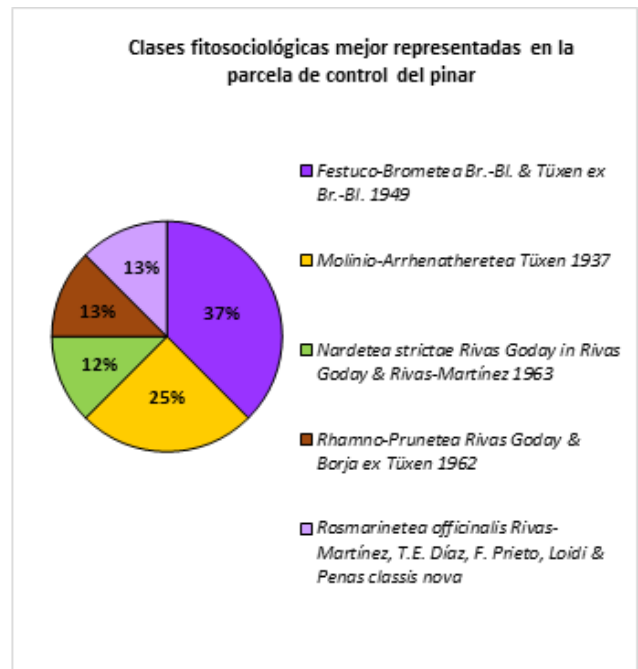
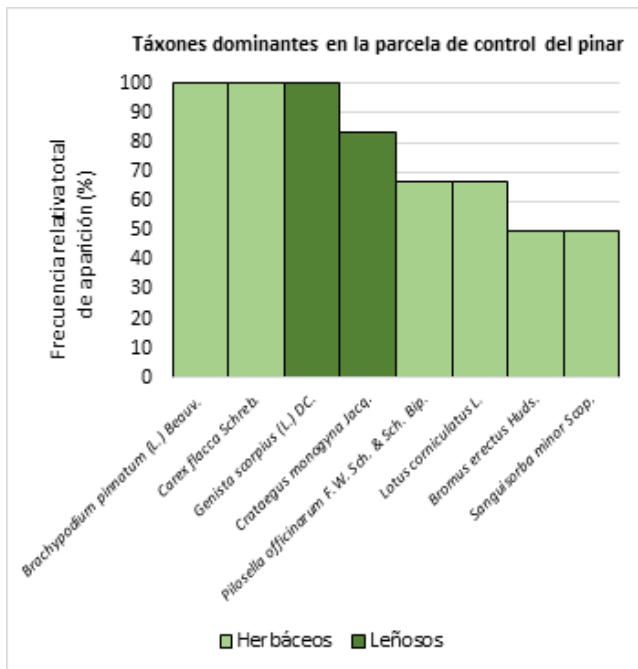
Para clasificar la vegetación predominante en las comunidades estudiadas, en las Figuras 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71 y 72 se muestran los resultados del análisis fitocenológico descriptivo de la vegetación realizado, consistente en una caracterización sintaxonómica a nivel de Clase de las fitocenosis herbáceas y leñosas más dominantes en cada uno de los cuatro tratamientos:



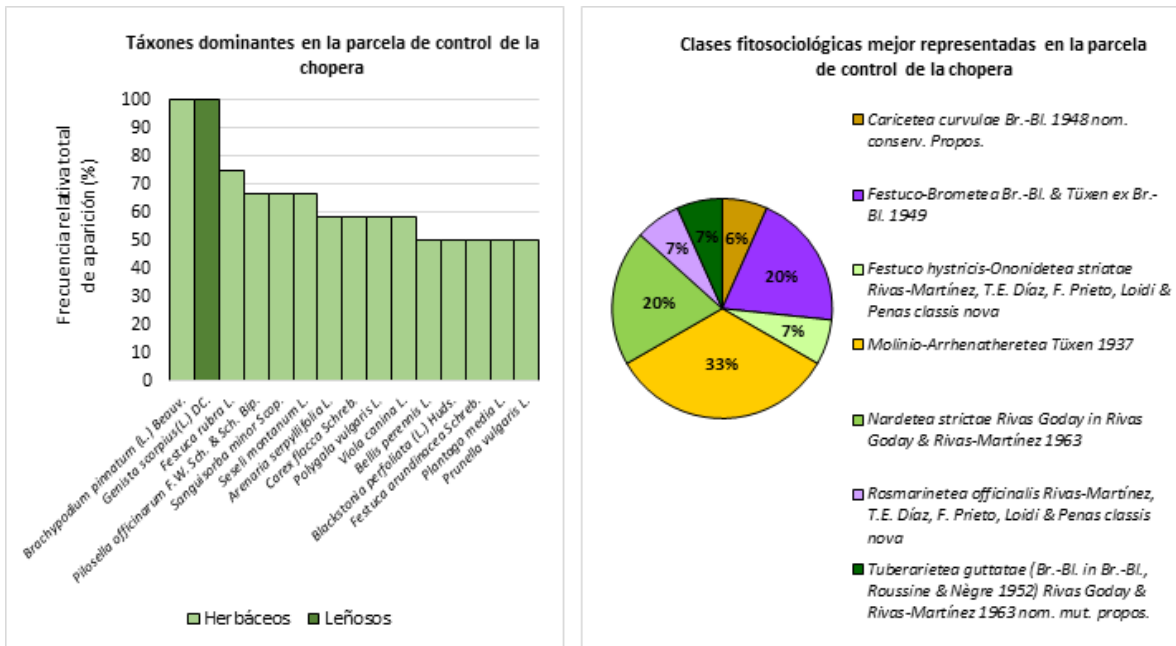
Figuras 65 y 66: Táxones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en las parcelas desbrozadas del pinar. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50 %.



Figuras 67 y 68: Táxones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en las parcelas desbrozadas de la chopera. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50%.



Figuras 69 y 70: Táxones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en la parcela de control del pinar. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50%.



Figuras 71 y 72: Táchones dominantes y clases fitosociológicas mejor representadas en la parcela de control de la chopera. La frecuencia relativa total de aparición de los táxones en los inventarios establecida para considerar que eran dominantes en la comunidad fue igual o superior al 50 %.

Pese a que el método utilizado para la caracterización está sujeto a distintas críticas, basadas en la subjetividad de la aproximación y en el propio concepto de comunidad vegetal (Fillat *et al.*, 2008), resulta complejo caracterizar correctamente las comunidades estudiadas, en vista también de que son cubiertas vegetales resultantes de una importante transformación humana por estar localizadas en laderas repobladas con pino y chopo y estar sometidas a manejo forestal mediante desbroce y a pastoreo.

Los resultados de esta caracterización mostraron que a frecuencias relativas totales de aparición en los inventarios iguales o superiores al 50 %, el número de táxones dominantes y clases fitosociológicas asignadas en la chopera fue mayor que en el pinar y superior a su vez en las parcelas desbrozadas. Las parcelas desbrozadas del pinar fueron las únicas en las que no se observó una dominancia de especies leñosas igual o superior al 50 %, ya que toda su vegetación dominante era herbácea. La dominancia de clases como *Rhamno-Prunetea* y *Rosmarinetea officinalis* en las parcelas de control evidencia que el número de especies leñosas presentes en éstas era mayor que en las parcelas desbrozadas.

Según los datos obtenidos y la clasificación propuesta por San Miguel (2019), puede afirmarse que las comunidades vegetales estudiadas son propias de un sistema natural de sustitución en el que las formaciones vegetales leñosas (bosque y matorral) son reemplazadas en gran medida por comunidades herbáceas de *Molinio-Arrhenatheretea* y *Festuco-Brometea*. El efecto del desbroce puede suponer una clara influencia en el dinamismo de estas comunidades, ya que a largo plazo podría frenar el retroceso de la etapa de sustitución que



experimentan de manera natural si no se ven sometidas a ninguna intervención, impidiendo de esta manera su transformación en bosques y/o matorrales climácicos o la colonización de vegetación adyacente (Goñi *et al.*, 2019).

Torrano (2001) determinó en su estudio que la vegetación del sotobosque de la ladera repoblada con *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* de los alrededores de la Finca de la Garcipollera se correspondía con una comunidad menos diversa en comparación con las estudiadas, invadida por especies leñosas características de la alianza *Aphyllanthion* Br.-Bl. 1931 (de la clase *Rosmarinetea officinalis*). Por el contrario, las comunidades vegetales inventariadas por Lasanta *et al.* (2013) en los jarales y aliagares desbrozados presentaban una sintaxonomía algo más diversa y parecida a la examinada en este estudio, compuesta por táxones característicos de las clases *Molinio-Arrhenatheretea*, *Stellarietea mediae* y *Festuco-Brometea*.

Ascaso y Ferrer (1993) señalan que la utilización de la fitosociología en la valoración de los recursos pastorales presenta una serie de ventajas y limitaciones. La combinación característica de táxones y la abundancia con la que aparecen en las comunidades presenta el interés de integrar una serie de factores ecológicos, no siempre fáciles de cuantificar y relacionar, e información sobre los procesos más relevantes que actúan sobre las fitocenosis y que, en definitiva, condicionan el potencial forrajero y el tipo de aprovechamiento. Por el contrario, recalcan también que existe una limitación derivada de la tipificación fitosociológica basada en los táxones característicos y diferenciales, ya que éstos no siempre coinciden con los que presentan mayor abundancia y que a efectos pastorales pueden tener mayor relevancia.

### 3.1.3. Composición de especies: similitud florística

En la Tabla 2 se muestran los valores de similitud florística de Sørensen (1948) resultantes tras la comparación entre los diferentes tratamientos:

COMPARACIÓN ENTRE TRATAMIENTOS		COEFICIENTE DE SIMILITUD
Desbrozado Chopos	Sin desbrozar Chopos	70,37
Desbrozado Pinos	Sin desbrozar Pinos	62,40
Sin desbrozar Pinos	Sin desbrozar Chopos	59,81
Desbrozado Pinos	Desbrozado Chopos	58,73
Desbrozado Pinos	Sin desbrozar Chopos	57,63
Desbrozado Chopos	Sin desbrozar Pinos	57,39

Tabla 2: Coeficientes de similitud florística de Sørensen ( $Q_s$ ) obtenidos tras la comparación entre los cuatro tratamientos.

Los resultados de los índices de Sørensen muestran que son más altos cuando se compara un determinado tipo de vegetación y su control, siendo mayores en el caso de la

chopera que en el pinar. Si bien la cifra de táxones comunes entre las parcelas desbrozadas y la parcela de control del pinar (39) y de la chopera (38) era muy similar, la fitocenosis de las parcelas desbrozadas y de la parcela de control de la chopera guardaban una similitud florística bastante alta, ya que como muestran las Figuras 67, 68, 71 y 72, eran las que más táxones tenían en común y las proporciones de clases fitosociológicas mejor representadas en ellas eran muy similares.

En lo que al manejo forestal se refiere, la relación de similitud florística que había entre las parcelas de control de cada comunidad fue mayor que la de las parcelas desbrozadas. Esto indica que los tipos de vegetación de partida elegidos para el desbroce no son tan diferentes, como sucedió en el estudio de Lasanta *et al.* (2013), en donde a partir de un análisis basado en la clasificación de Bray-Curtis mediante el índice de Jaccard, no encontraron diferencias significativas en el estrato herbáceo de los jarales y aliagares desbrozados durante los años 2005 y 2012 posiblemente debido a su proximidad, ya que las comunidades herbáceas que aparecieron en los dos grupos de campos presentaban pocos táxones diferentes.

### 3.1.4. Cobertura

#### 3.1.4.1. Cobertura total

En la Figura 73 se muestran los valores medios de cobertura total de suelo desnudo, especies herbáceas y leñosas en cada uno de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

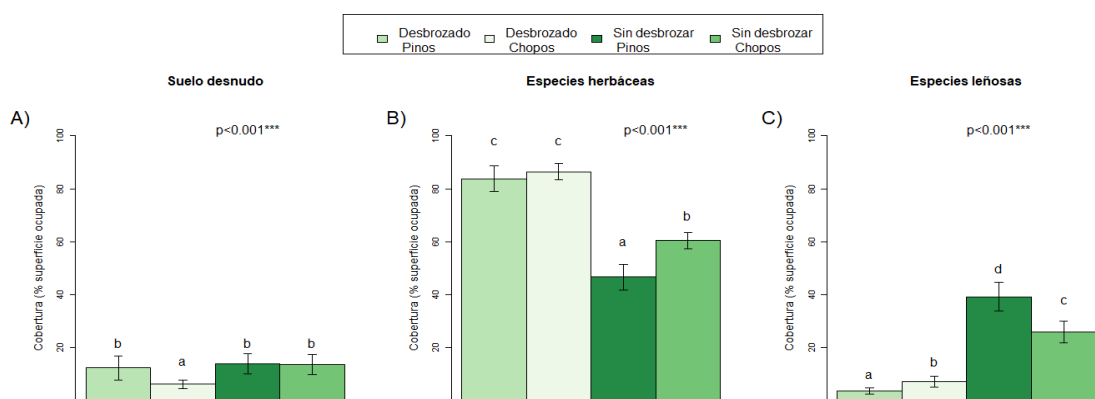


Figura 73: Valores medios y errores estándar de cobertura de suelo desnudo, especies herbáceas y leñosas en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

La cobertura de suelo desnudo se redujo significativamente un 54,28 % en las parcelas desbrozadas de la chopera (6,25 %). En el resto de tratamientos osciló entre el 12,5 % y el 14 %. En cuanto a la cobertura de especies herbáceas, ésta aumentó un 79,21 % en el pinar y un 43,05 % en la chopera, siendo notablemente superior en las parcelas desbrozadas (83,69 % en el pinar

y 86,39 % en la chopera) que en las parcelas de control (46,70 % en el pinar y 60,39 % en la chopera). Por su parte, la cobertura de especies leñosas disminuyó un 90,31 % en el pinar y un 71,63 % en la chopera, encontrándose mayor cobertura de éstas en las parcelas de control. San Miguel (2001) señala que la cobertura herbácea disminuye fuertemente al aumentar la cobertura de arbolado o matorral, a consecuencia tanto de la falta de luz como, en algunos casos, de la cobertura de la hojarasca. La parcela de control del pinar fue la que más cobertura de especies leñosas albergaba (39,30 %), seguida de la de la chopera (25,94 %). En las parcelas desbrozadas de la chopera se encontró más cobertura de especies leñosas (7,36 %) que en las del pinar (3,81 %).

La cobertura de especies herbáceas en la parcela de control del pinar se encuentra dentro del rango de cobertura herbácea (16-90 %) de los pastos forestales de la Garcipollera (Garín, 1997; Valderrábano y Torrano, 2000; FAO-CIHEAM, 2016), pero no así la cobertura de especies leñosas, la cual supera (aunque no con mucha diferencia) el promedio del 38 % especificado por estos autores y el 37,4 % determinado por Torrano (2001) en las parcelas no pastadas ubicadas bajo las plantaciones de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* de los alrededores de la Finca. Además, la cobertura de especies herbáceas en esta parcela resultó ser inferior en comparación a la que determinaron en su estudio Casasús *et al.* (2005) en los pastos situados bajo estas plantaciones (70 %) y a la que determinó también Torrano (2001) en las parcelas no pastadas mencionadas (62,6 %). En relación a la superficie ocupada por suelo desnudo, la cobertura en la parcela de control de la chopera (13,67 %) resultó ser, en comparación, algo mayor a la cobertura de suelo desnudo (9,66 %) determinada por Trullenque (2019) en los rodales de la chopera de Monzón, en los cuales se efectuaron desbroces con tijeras de poda.

Sankaran *et al.* (2005) señalan que el desbroce es una práctica apropiada de manejo forestal para controlar la expansión de especies arbustivas en los pastos, ya que contribuye a la recuperación de la cobertura herbácea (a pesar de que exista poca información respecto a tal efecto) y es menos agresivo que otras prácticas como las quemadas prescritas (Fernández *et al.*, 1992), aunque requiera también del pastoreo activo para su control (Lasanta *et al.*, 2013; Álvarez *et al.*, 2016; Kirkpatrick *et al.*, 2016).

#### 3.1.4.2. Cobertura relativa de familias botánicas

En las Figuras 74 y 75 se muestran los valores medios de cobertura relativa de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno

de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

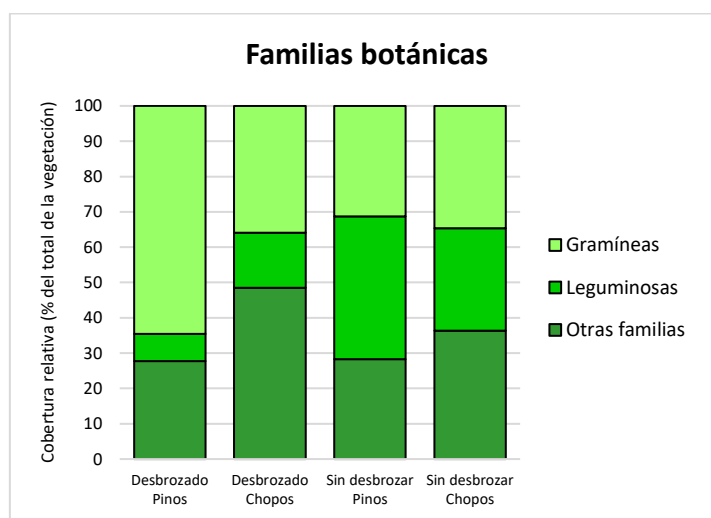


Figura 74: Valores medios de cobertura relativa de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos.

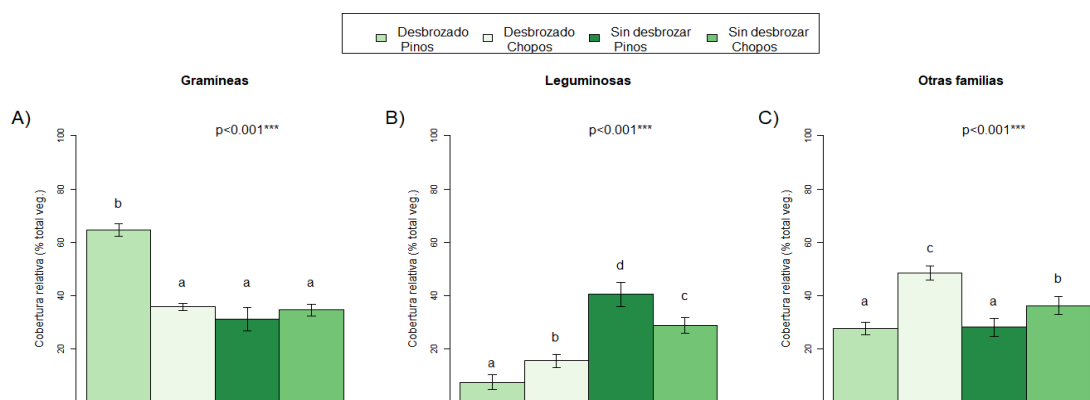


Figura 75: Valores medios y errores estándar de cobertura relativa de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

Tras los desbroces en el pinar, la cobertura de gramíneas ha aumentado un 106,72 %. En las parcelas desbrozadas se determinó un porcentaje (64,60 %) significativamente mayor que en el resto de tratamientos, en los cuales se determinaron unos valores medios de entre el 31,25 % y el 35,89 %.

La cobertura de leguminosas ha disminuido un 81,16 % en las superficies desbrozadas del pinar y un 45,96 % en las de la chopera (la de leguminosas leñosas se ha reducido un 98,13 % en esta primera comunidad y un 92,75 % en la segunda, aumentando considerablemente la de leguminosas herbáceas un 69,1 % en la primera y un 250,13 % en la última). La cobertura de estas especies fue sin embargo más abundante en la parcela de control del pinar (40,50 %) que en la de la chopera (28,94 %). La cobertura de estas especies en las parcelas desbrozadas de la

chopera (15,64 %) fue prácticamente el doble que en las parcelas desbrozadas del pinar (7,63 %). La mayor parte de la cobertura de leguminosas (89,85 %) es atribuida a las especies leñosas (Figura 73), aunque por otro lado, la cobertura de especies herbáceas pertenecientes a esta familia (Tabla 6 del Anexo 2.4.) fue significativamente mayor en las parcelas desbrozadas, encontrándose en la chopera (13,83 %) casi el doble que en el pinar (6,95 %).

En cuanto a la cobertura de especies pertenecientes a otras familias, ésta se ha incrementado un 33,23 % en la chopera, siendo significativamente mayor en las parcelas desbrozadas (48,47 %), en comparación con el resto de tratamientos. Ocurrió lo mismo en el caso de las especies herbáceas. Por otra parte, la cobertura de especies leñosas fue significativamente mayor en la parcela de control del pinar (8,90 %) que en el resto de tratamientos (Tabla 6 del Anexo 2.4.).

El estrato herbáceo de la parcela de control del pinar, al igual que en el estudio de Torrano (2001), estaba dominado por gramíneas, aunque como muestra la Figura 75, la cobertura determinada en este caso fuera inferior al 59 % especificado por ésta. La cobertura de especies herbáceas pertenecientes a la familia de las leguminosas (4,11 %) y a otras familias (19,35 %) en esta parcela fue también inferior en comparación al 41 % restante determinado (Tabla 6 del Anexo 2.4.).

En referencia a la cobertura total, de manera similar a lo observado por Trullenque (2019) en la chopera de Monzón, la cobertura de gramíneas y especies pertenecientes a otras familias en la parcela de control de la chopera compartían unos porcentajes bastante similares (20,94 % y 21,97 %, respectivamente) e inferiores a su vez con respecto a los determinados por éste (40,52 % y 42,4 %, respectivamente). En ambos casos, las leguminosas ocuparon una superficie menor (17,48 % en la parcela de control y 7,58 % en la chopera de Monzón).

#### 3.1.4.3. Cobertura relativa de formas de vida

En las Figuras 76 y 77 se muestran los valores medios de cobertura relativa de formas de vida de Raunkiaer en cada uno de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

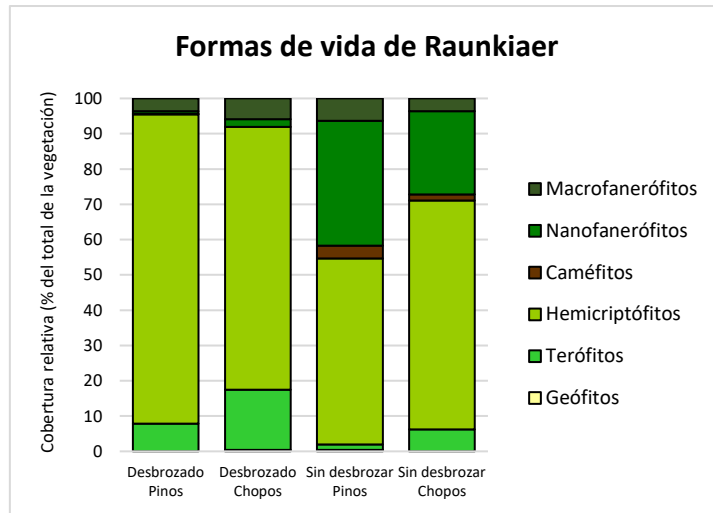


Figura 76: Valores medios de cobertura relativa de formas de vida en cada uno de los tratamientos.

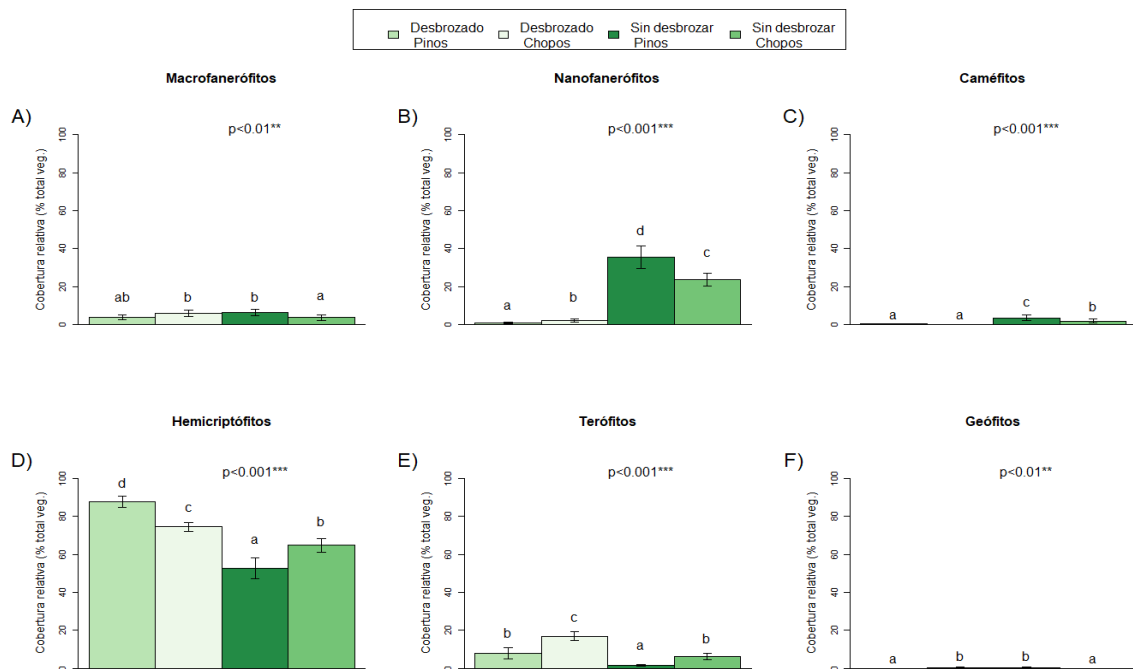


Figura 77: Valores medios y errores estándar de cobertura relativa de formas de vida en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

La cobertura de macrofanerófitos fue significativamente inferior en la parcela de control de la chopera (3,60 %), en comparación con el resto de tratamientos. Las mayores coberturas de estas formas de vida se determinaron en la parcela de control del pinar (6,37 %) y en las parcelas desbrozadas de la chopera (5,92 %).

La cobertura de nanofanerófitos, que se redujo tras los desbroces un 97,99 % en el pinar y un 90,9 % en la chopera, fue significativamente mayor en las parcelas de control (35,36 % en el pinar y 23,63 % en la chopera) que en las parcelas desbrozadas. En referencia a estas últimas, en la chopera (2,15 %) se determinó mayor cobertura que en el pinar (0,71 %).

Sucedió lo mismo en el caso de la cobertura de caméfitos, ya que las medias fueron también superiores en las parcelas de control (3,57 % en el pinar y 1,70 % en la chopera), pero no se encontraron diferencias significativas en cuanto a las parcelas desbrozadas.

Por el contrario, la cobertura de hemicriptófitos tras los desbroces aumentó un 66,2 % en el pinar y un 14,8 % en la chopera, siendo las medias significativamente superiores en las parcelas desbrozadas (87,59 % en el pinar y 74,47 % en la chopera). La cobertura de estas formas de vida en la parcela de control de la chopera (64,87 %) fue mayor que en la del pinar (52,70 %).

Igualmente, y en comparación con las parcelas de control, la cobertura de terófitos fue también superior en las parcelas desbrozadas, habiendo en la chopera (17,01 %) mayor porcentaje de superficie cubierto por éstos que en el pinar (7,85 %).

Respecto a la cobertura de geófitos, ésta fue prácticamente similar en el caso de las parcelas desbrozadas de la chopera (0,45 %) y la parcela de control del pinar (0,43 %).

De acuerdo a lo observado por Pascual *et al.* (2021) en 2021, los valores medios de cobertura de especies leñosas (macrofanerófitos, nanofanerófitos y caméfitos) en las parcelas de control siguen siendo importantes, aunque las cifras hayan disminuido ligeramente con respecto a las determinadas en 2020 (Pascual *et al.*, 2020).

Con respecto a la cobertura total y en lo que a la cobertura de formas de vida en la parcela de control de la chopera se refiere, fueron los hemicriptófitos (39,18 %) y nanofanerófitos (14,27 %) los que ocupaban una mayor superficie, seguidos de los terófitos (3,74 %), macrofanerófitos (2,17 %), caméfitos (1,03 %) y geófitos (0 %), a diferencia con la chopera de Monzón (Trullenque, 2019), cuya superficie estaba dominada por terófitos (25,23 %) y hemicriptófitos (23,93 %), seguidos de macrofanerófitos y nanofanerófitos (21,65 %), geófitos (18,1 %) y caméfitos (1,44 %).

### 3.1.5. Riqueza

#### 3.1.5.1. Riqueza específica

La fitocenosis encontrada en el pinar estaba compuesta por 86 especies (68 herbáceas y 18 leñosas) mientras que la de la chopera la constituían 71 especies (60 herbáceas y 11 leñosas). El número de táxones encontrados en las parcelas desbrozadas (68 en el pinar y 58 en la chopera) fue superior al hallado en las parcelas de control (57 en el pinar y 50 en la chopera). Conforme a lo observado por Pascual *et al.* (2020), el número de táxones herbáceos en las parcelas desbrozadas (58 en el pinar y 50 en la chopera) fue notablemente mayor que en las parcelas de control, donde la cifra fue muy similar (41 en el pinar y 40 en la chopera). Por el

contrario, la cifra de táxones leñosos en las parcelas de control (16 en el pinar y 10 en la chopera) fue algo superior que en las parcelas desbrozadas (10 en el pinar y 8 en la chopera). Los investigadores esperan que este efecto se mantenga a lo largo del tiempo si el pastoreo en las parcelas desbrozadas se gestiona adecuadamente (Pascual *et al.*, 2021).

En la Tabla 1 del Anexo 2.1. puede observarse que de las 105 especies reconocidas, 52 (43 herbáceas y 9 leñosas) fueron comunes en ambas comunidades. Sobre el resto de especies, 35 (26 herbáceas y 9 leñosas) se encontraban únicamente en el pinar y pertenecían a 13 clases fitosociológicas diferentes de las cuales, *Festuco-Brometea*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Stellarietea Mediae*, *Rhamno-Prunetea*, *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937 y *Tuberarietea Guttatae* eran las más abundantes (71,5 %); y 19 (17 herbáceas y 2 leñosas) aparecieron solamente en la chopera y pertenecían a 11 clases fitosociológicas distintas (de éstas, *Festuco-Brometea*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Trifolio-Geranietea* y *Quercu-Fagetea* eran las más abundantes con un 58,9 %). Estas clases se corresponden en su mayoría a las mejores representadas en las Figuras del apartado 3.1.2.

El número total de familias de especies identificadas en cada uno de los tratamientos fue muy similar. Las parcelas desbrozadas de la chopera fueron las que más familias albergaban (26), a diferencia con las del pinar, en las que se reconocieron 21 familias, un número menor en comparación al que acogían las parcelas de control (25 en el pinar y 23 en la chopera).

Con respecto a los resultados obtenidos por Pascual *et al.* (2020), no aparecieron nuevas especies de flora en las zonas de trabajo delimitadas ni tampoco dejaron de aparecer algunas de las que ya fueron identificadas el primer año. Los pastos estudiados estaban formados por un listado amplio de táxones pertenecientes a un notable número de familias (32), al igual que otros pastos localizados también en la montaña mediterránea, como los de las áreas desbrozadas en Cameros Viejo (Lasanta *et al.*, 2013), constituidos por un total de 93 táxones (77 herbáceos y 16 leñosos), de los cuales 33 herbáceos y 6 leñosos pertenecientes a 15 familias eran comunes los estudiados; los situados bajo plantación de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* en la Finca de la Garcipollera (Torrano, 2001), en los que se identificaron 62 táxones (39 herbáceos y 23 leñosos), de los cuales sólo eran comunes 18 herbáceos y 9 leñosos pertenecientes a 18 familias; y el pasto de la chopera de Monzón (Trullenque, 2019), que de los 82 táxones que albergaba (66 herbáceos y 16 leñosos), sólo 12 herbáceos y 4 leñosos pertenecientes a 15 familias eran comunes a éstos.



En la Figura 78 se muestra la riqueza media de especies en cada uno de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

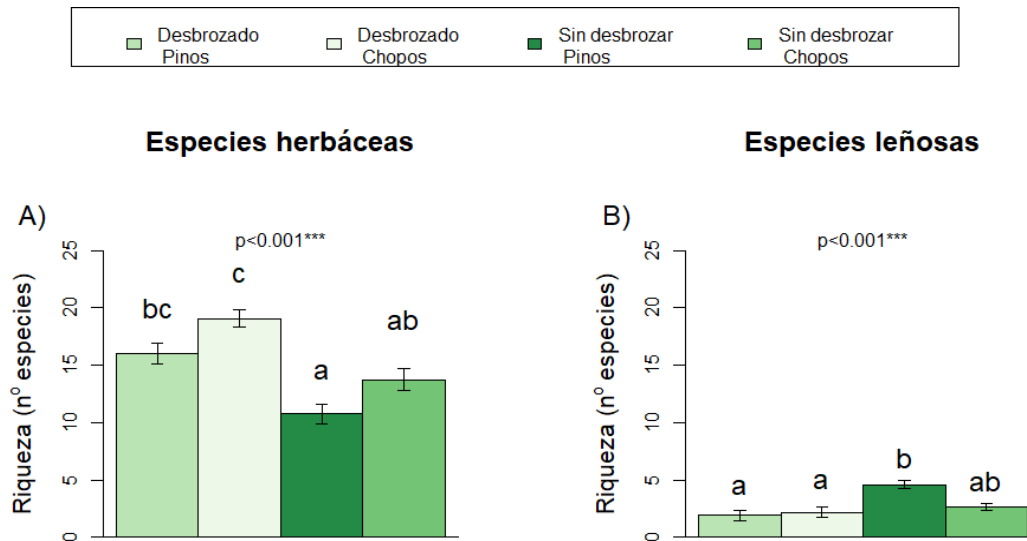


Figura 78: Riqueza media de especies y errores estándar en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

Los resultados mostraron que la riqueza de especies herbáceas en las parcelas desbrozadas fue mayor que en las parcelas de control, mientras que con las especies leñosas ocurrió lo contrario. Según el test estadístico se observa que la riqueza de especies herbáceas en las parcelas desbrozadas de la chopera (19 especies) fue significativamente mayor que en los tratamientos sin desbrozar. De acuerdo a lo observado también por Casasús *et al.* (2005), los valores de riqueza de especies herbáceas se vieron reducidos en las parcelas de control por la proliferación de especies leñosas, destacándose una riqueza de éstas significativamente mayor en la parcela de control del pinar (4 especies), siendo este valor un 58,08 % mayor con respecto al valor determinado en las parcelas desbrozadas de esta comunidad.

Pardini (2009) y Trullenque (2019) señalan que la edad de la plantación influye en la riqueza de especies y Gillet *et al.* (1999) señalan que la cobertura de árboles también influye significativamente en este parámetro (más que en la uniformidad). El pinar de repoblación es más antiguo y denso que la chopera, por lo que es posible que sus copas generasen más sombra y ello provocara una disminución de la proliferación de especies herbáceas bajo las mismas, aunque ello no se haya visto reflejado en este estudio, ya que el número de especies herbáceas encontrado en las parcelas de control del pinar y de la chopera ha sido prácticamente el mismo.

Aunque no varíen mucho, las cifras de riqueza obtenidas en las parcelas de control fueron inferiores en comparación a las que determinaron Lasanta *et al.* (2013) antes de los desbroces. En referencia a los resultados obtenidos el primer año en el pinar y conforme a lo

esperado por los investigadores, la riqueza de especies herbáceas obtenida en la parcela de control (10 especies) fue inferior a la determinada por Pascual *et al.* (2020) y Torrano (2001) (11 especies) en el estrato herbáceo de las parcelas no pastadas citadas anteriormente, la cual consideró como muy baja. No se apreció cambio alguno en la riqueza de especies herbáceas en las parcelas desbrozadas del pinar con respecto a la riqueza determinada por Pascual *et al.* (2020) durante el primer año (16 especies en ambos casos). Trullenque (2019) obtuvo una riqueza específica de 22 especies en los rodales de la chopera de Monzón, un valor superior en comparación con los valores de riqueza de especies obtenido en la parcela de control de la chopera (16 especies).

### 3.1.5.2. Riqueza de familias botánicas

En la Figura 79 se muestra la riqueza de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos.

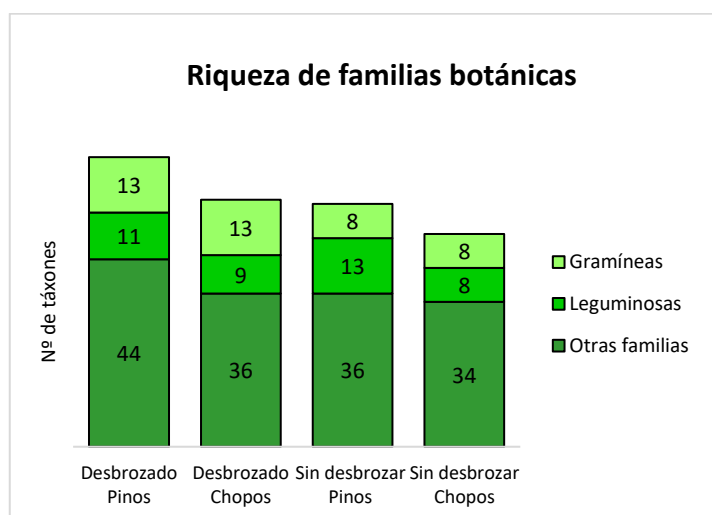


Figura 79: Riqueza de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos.

Se encontraron un total de 20 táxones pertenecientes a la familia de las gramíneas, 18 táxones de la familia de las leguminosas (14 herbáceos y 4 leñosos) y 67 táxones de otras familias (51 herbáceos y 16 leñosos) en las comunidades estudiadas.

Las especies predominantes en las comunidades fueron las pertenecientes a otras familias. El número de especies de gramíneas encontrado en las parcelas desbrozadas resultó ser mayor que el encontrado en las parcelas de control (las cifras fueron las mismas en ambos casos) (Pascual *et al.*, 2021). En el caso del pinar, se encontraron más especies de leguminosas en la parcela de control que en las parcelas desbrozadas. Un tercio de las especies pertenecientes a otras familias que fueron encontradas en esta parcela eran leñosas y en las

parcelas desbrozadas se encontró además un mayor número de especies pertenecientes a estas familias en comparación al encontrado en el resto de tratamientos.

De acuerdo a otros estudios, las cifras de especies inventariadas pertenecientes a la familia de las gramíneas y a otras familias en la parcela de control de la chopera fueron notablemente inferiores con respecto a las inventariadas por Trullenque (2019) en los 30 rodales de la chopera de Monzón (22 y 51 especies, respectivamente), el cual encontró en estos un número mayor de especies (82) en comparación al encontrado en esta parcela (50), pero no ocurrió lo mismo en el caso de las especies pertenecientes a la familia de las leguminosas, ya que la cifra de especies encontradas en la parcela de control no varía mucho con respecto a la encontrada por éste (9 especies).

En la Figura 80 se muestra la riqueza media de especies pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de estos grupos.

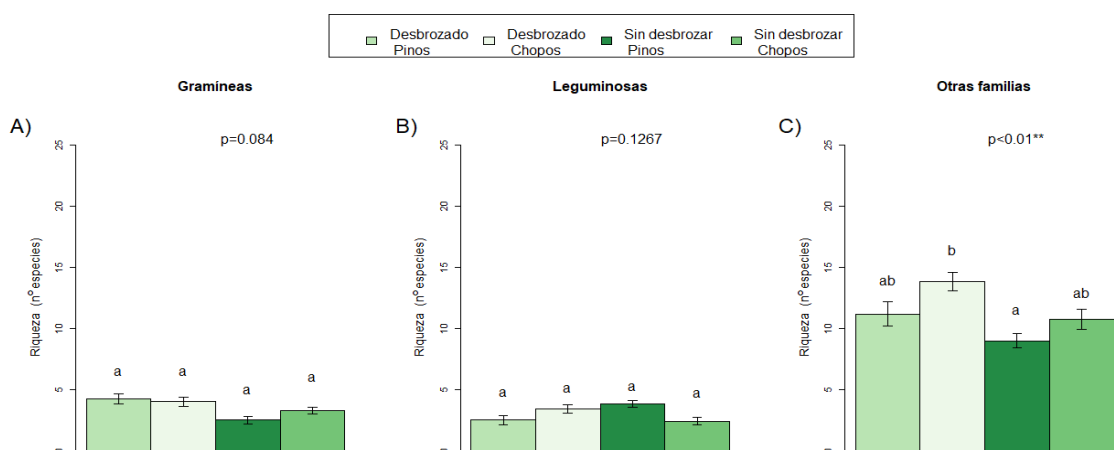


Figura 80: Riqueza de especies (medias y errores estándar) pertenecientes a las familias botánicas de gramíneas, leguminosas y otras familias en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

Respecto a las familias botánicas, solo presentó diferencias entre tratamientos la riqueza de especies pertenecientes al grupo “otras familias”. La riqueza de estas especies (13 especies) fue significativamente mayor en las parcelas desbrozadas de la chopera, en comparación con el resto de tratamientos. Por su parte, en la parcela de control del pinar se encontró una riqueza de especies herbáceas pertenecientes a otras familias (6,25 especies) menor que en el resto de tratamientos, en los cuales osciló entre 9,42 y 12,08 especies. Por su parte, tal como se muestra en la Tabla 6 del Anexo 2.4., la riqueza de leguminosas herbáceas (3 especies) fue significativamente mayor en las parcelas desbrozadas de la chopera y la de

leguminosas leñosas (que se redujo un 81,97 % tras los desbroces en el pinar) fue significativamente mayor en la parcela de control del pinar (1 especie).

Barrantes *et al.* (2010) explican que las proporciones existentes entre estas familias pueden proporcionar informaciones muy valiosas sobre la relación entre la biodiversidad y la gestión. En referencia a las gramíneas, su meristemo basal, que está protegido por las vainas de las hojas basales y secas de la planta y frecuentemente está cubierto por capas de los propios restos foliares o bien por musgo, se sitúa cerca del suelo, por lo que queda difícilmente accesible y/o expuesto, preservando la capacidad de crecimiento de la planta, ventaja que les ha conferido un gran éxito evolutivo en muchos de los ecosistemas pastorales del planeta (Fillat *et al.*, 2008).

### 3.1.5.3. Riqueza de formas de vida

En la Figura 81 se muestra la riqueza de formas de vida de Raunkiaer en cada uno de los tratamientos.

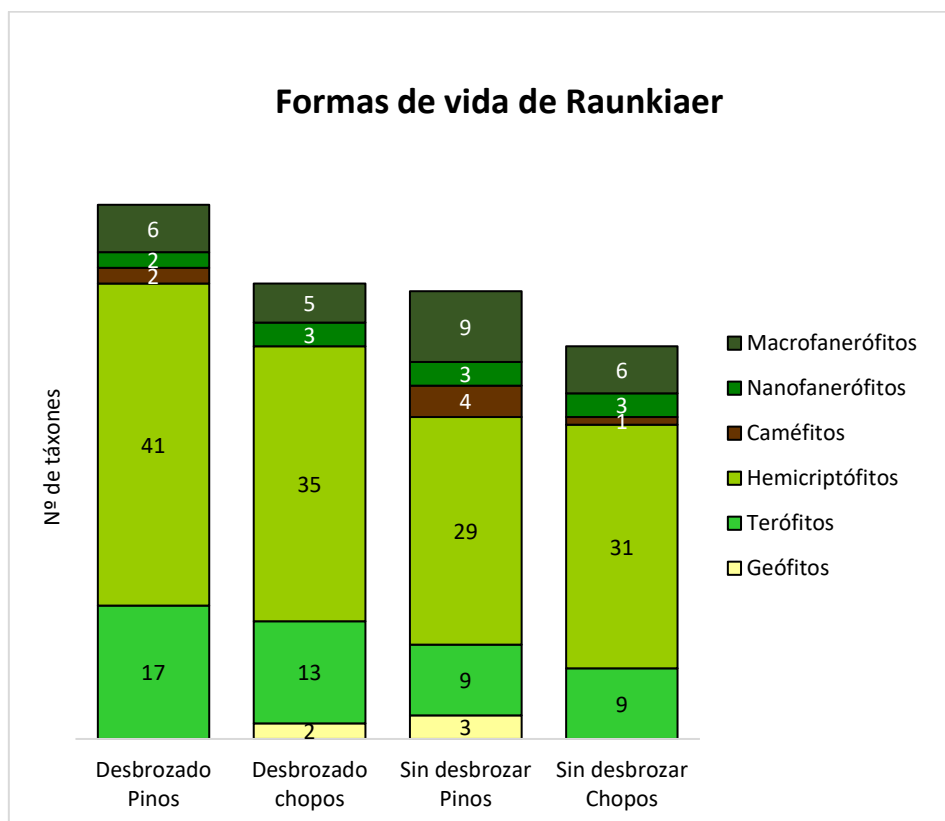


Figura 81: Riqueza de formas de vida en cada uno de los tratamientos.

Se encontraron un total de 12 macrofanerófitos, 4 nanofanerófitos, 4 caméfitos, 59 hemicriptófitos, 21 terófitos y 5 geófitos en las comunidades estudiadas.

De manera análoga a lo observado por Pascual *et al.* (2020; 2021), las formas de vida predominantes en las comunidades fueron los hemicriptófitos, los cuales eran más abundantes en las parcelas desbrozadas que en las parcelas de control, al igual que los terófitos. Por el

contrario, se encontraron más macrofanerófitos y caméfitos en las parcelas de control que en las parcelas desbrozadas (en las parcelas desbrozadas de la chopera no se encontraron caméfitos). Las cifras de nanofanerófitos fueron prácticamente similares en todos los tratamientos. No se encontraron geófitos en las parcelas desbrozadas del pinar ni en la parcela de control de la chopera.

La cifra de macrofanerófitos y hemicriptófitos encontrada en la parcela de control de la chopera coincide con la encontrada por Trullenque (2019) en la chopera de Monzón (6 y 31, respectivamente), aunque las cifras de nanofanerófitos (6), caméfitos (4), terófitos (28) y geófitos (7) fueron mayores en comparación con las encontradas en esta parcela.

En la Figura 82 se muestra la riqueza media de formas de vida de Raunkiaer en cada uno de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos de riqueza en cada uno de los grupos.

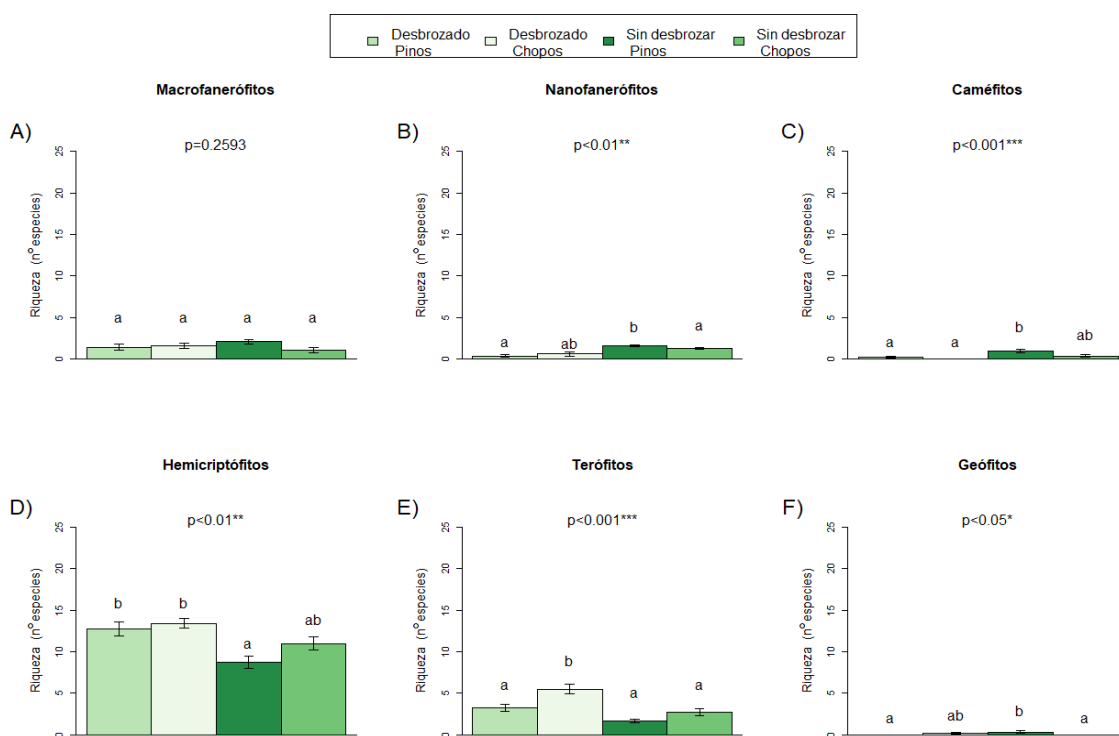


Figura 82: Riqueza de formas de vida (medias y errores estándar) en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

No se encontraron diferencias significativas de riqueza de macrofanerófitos. La riqueza de nanofanerófitos (1 especie), caméfitos (1 especie) y geófitos (1 especie) fue significativamente mayor en la parcela de control del pinar, en comparación con el resto de tratamientos. La riqueza de nanofanerófitos en el pinar disminuyó con los desbroces un 79,11 %. Por su parte, la riqueza de hemicriptófitos en las parcelas desbrozadas del pinar aumentó significativamente un 45,71 % (12 especies) y la riqueza de terófitos encontrada en las parcelas

desbrozadas de la chopera (5 especies) fue también significativamente mayor en comparación al resto de tratamientos (Pascual *et al.*, 2021).

Según San Miguel (2001) y Fillat *et al.* (2008), la familia de las gramíneas suele estar bien representada en los pastos porque algunos de los tipos biológicos de las especies que la conforman (geófitos y sobretodo hemcriptófitos que presentan roseta basal) les permiten resistir la presión de los fitófagos. Por su parte, Braun-Blanquet (1979) y Gallo (2005) señalan que factores como la densa sombra que generan los árboles en los sistemas silvopastorales dificultan el desarrollo de los caméfitos y de los terófitos, mientras que favorecen el desarrollo de los hemcriptófitos y de los geófitos rizomatosos (como algunas gramíneas C3) y en general, de especies invernales de alta calidad forrajera, debido a la reducción de la excesiva radiación solar que limita su supervivencia.

### 3.1.6. Índices de diversidad

En la Figura 83 se muestran las medias de los índices de diversidad en cada uno de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

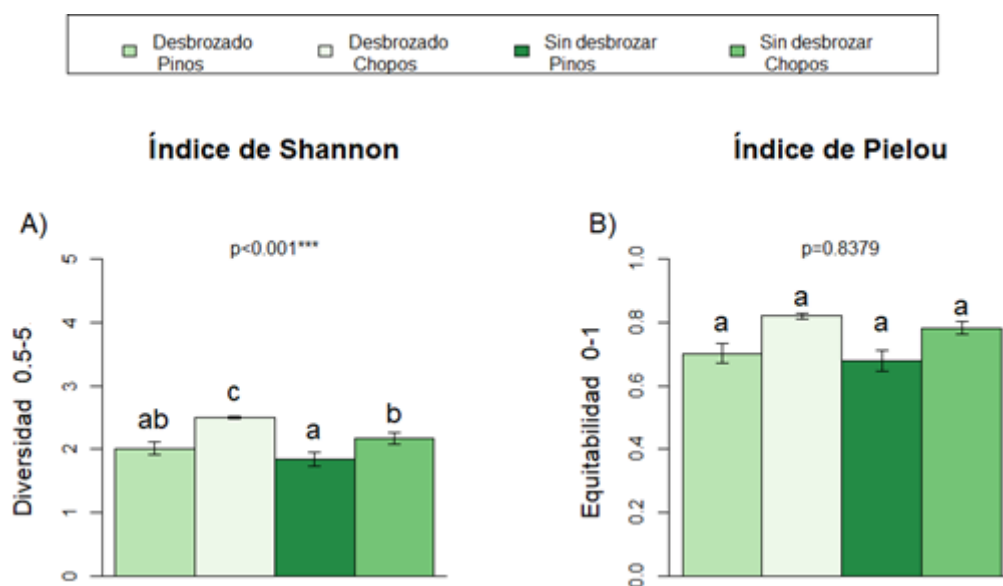


Figura 83: Medias y errores estándar de los índices de diversidad en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

Los mayores Índices de Shannon se obtuvieron en las parcelas desbrozadas de la chopera, registrándose un aumento de la diversidad del 15,21 %. La media obtenida en estas parcelas desbrozadas (2,50) fue ligeramente superior a la de la parcela de control (2,17) y a la de las parcelas desbrozadas y la parcela de control del pinar (2,02 y 1,85, respectivamente), considerándose todos estos valores medio-bajos (Shannon & Weaver, 1949). Los resultados estadísticos mostraron que no hubo diferencias significativas en las medias del Índice de Pielou.

Los desbroces contribuyeron mínimamente a uniformizar la cubierta vegetal de las parcelas desbrozadas. Así pues, esta técnica implicó solamente el incremento de los índices de diversidad y no así el de los índices de equitabilidad, a diferencia con lo observado por Lasanta *et al.* (2013), los cuales determinaron que su efecto en los jarales y aliagares supuso el incremento de ambos índices.

En comparación también con otros trabajos, Torrano (2001) determinó en las parcelas no pastadas de su estudio una diversidad muy baja (0,72) e inferior a la obtenida en la parcela de control del pinar, la cual consideró que se debía en parte a las condiciones de crecimiento de la vegetación, por tratarse de una zona de repoblación monoespecífica de pinos. Trullenque (2019) estimó unos valores de diversidad (1,98) y equitabilidad (0,64) en los rodales de la chopera de Monzón no muy elevados y próximos en comparación a los obtenidos en la parcela de control de la chopera (2,17 y 0,78, respectivamente).

Según Rico y Puerto (1988), el arbolado puede suponer unas condiciones ecológicas de fuerte contraste al resto de estratos de vegetación, ya que puede disminuir la diversidad. Por otra parte, Gillet *et al.* (1999) señalan que la presencia de árboles dispersos en el pasto mejora localmente la diversidad herbácea y Lasanta *et al.* (2013) explican que el desbroce y la posterior aplicación de una técnica de conservación como el pastoreo, implica la creación de comunidades más fragmentadas y heterogéneas, así como unas condiciones adecuadas para mantener altos niveles de biodiversidad, aunque por otro lado, comentan que el sólo desbrozar puede ser una medida efectiva para reducir el riesgo de incendios pero puede acarrear también la pérdida de diversidad florística.

Se ha comprobado que la estabilidad y la productividad primaria en comunidades vegetales más diversas es más resistente y flexible a las perturbaciones que en el caso de comunidades menos diversas, lo cual adquiere gran importancia en el contexto actual, ya que la sociedad valora cada vez más la diversidad de los recursos naturales (Torrano, 2001).

### 3.2. Producción de biomasa forrajera

En la Figura 84 se muestran las producciones medias de biomasa herbácea y leñosa en cada uno de los tratamientos. En la Tabla 6 del Anexo 2.4. se especifican los valores de las medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

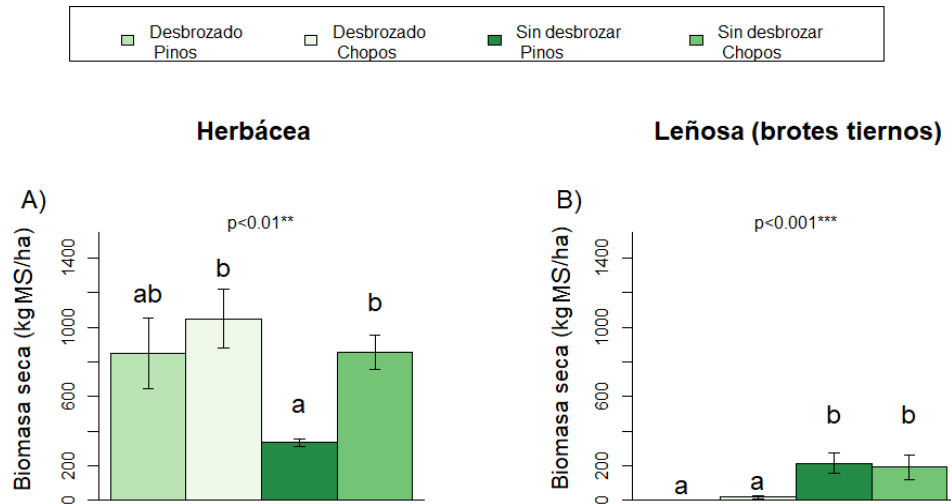


Figura 84: Producciones (medias y errores estándar) de biomasa herbácea y leñosa en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

La producción de biomasa forrajera (expresada en kg MS/ha) estimada en el pinar ha sido de 849 kg MS/ha en las parcelas desbrozadas (no ha habido producción de biomasa leñosa en estas parcelas desbrozadas, por lo que toda la producción ha sido herbácea) y de 547 kg MS/ha en la parcela de control (333 kg MS/ha de biomasa herbácea y 214 kg MS/ha de biomasa leñosa). Para el caso de la chopera, los desbroces han conseguido reducir significativamente la producción de biomasa leñosa en un 90,42 %, siendo la producción obtenida en las parcelas desbrozadas de 1.068 kg MS/ha (1.050 kg MS/ha de biomasa herbácea y 18 kg MS/ha de biomasa leñosa) y de 1.045 kg MS/ha en la parcela de control (853 kg MS/ha de biomasa herbácea y 192 kg MS/ha de biomasa leñosa).

Tras el primer año después de los desbroces, puede afirmarse que las diferencias en la producción herbácea no son estadísticamente significativas. La hipótesis que sostienen los investigadores es que la cantidad de biomasa herbácea aumente durante los años posteriores en las parcelas desbrozadas (Pascual *et al.*, 2020). No puede decirse lo mismo en el caso de la biomasa leñosa, puesto que ésta es mayor en las parcelas no sometidas a desbroce. Se recuerda que la producción leñosa anual se considera susceptible de ser ramoneada.

Cabe señalar que la biomasa herbácea obtenida para cada uno de los tratamientos corresponde a la del primer aprovechamiento de primavera y que el total anual (considerando



un segundo aprovechamiento durante el otoño) alcanzaría unos valores superiores a los obtenidos.

Comparando las cifras de producción obtenidas con las de otras comunidades vegetales similares y teniendo en cuenta el tipo de manejo forestal aplicado, se observa que la producción de biomasa que se ha estimado en la parcela de control de la chopera es casi un tercio de la producción anual obtenida por Villafañe (2014) en choperas de la provincia de Burgos (3.500 kg MS/ha año). Lasanta *et al.* (2013) estimaron en los aliagares desbrozados una producción anual de 2.137 kg MS/ha, algo muy similar a lo que se podría obtener en las parcelas desbrozadas de la chopera si considerásemos que con un segundo aprovechamiento en otoño se duplica la producción obtenida en primavera. Estos autores también estimaron 1.604 kg MS/ha año en los jarales desbrozados, una producción bastante parecida a la que puede alcanzarse en las parcelas desbrozadas del pinar si se duplica también su producción a final de año con el segundo aprovechamiento. Por su parte, la producción de biomasa en la parcela de control del pinar se aproxima a los 640 kg MS/ha anuales obtenidos por Marcos *et al.* (2004) en matorrales mediterráneos de la montaña riojana, supone algo más de la mitad de la producción anual obtenida (960 kg MS/ha) también por estos autores previamente al desbroce de los aliagares del mismo paraje y es superior a los 372 kg MS/ha año obtenidos por Ferrer *et al.* (1993) en pastos arbustivos sobre bancales del Alto Maestrazgo (Castellón). La biomasa obtenida tras el primer aprovechamiento en la parcela de control de la chopera excede las producciones anuales estimadas por estos autores.

En referencia a ésta última parcela, su producción se considera dentro de los 1.000-4.000 kg MS/ha anuales obtenidos para una plantación de chopo en el valle del Po (Italia) según Pardini (2009). Es probable que la producción total de biomasa bajo plantación de chopo que se puede obtener anualmente en esta parcela no supere la producción obtenida por Villafañe (2014) antes mencionada ni los 4.500 kg MS/ha año estimados por Trullenque (2019) para la chopera de Monzón y tampoco las producciones de entre 6.000 y 7.000 kg MS/ha año que se dieron en un sistema silvopastoral desarrollado bajo una plantación de *Populus x canadensis* en el noroeste de España entre sus 2 y 5 primeros años de explotación (Morán, 2009).

Las producciones de biomasa herbácea obtenidas en el pinar para los tratamientos aplicados no se diferencian apenas de los valores obtenidos por Pascual *et al.* (2020). En estudios de producción animal y vegetal de objetivos y características similares a éste y llevados a cabo en los pastos forestales de la Finca de la Garcipollera, Garín (1997), Torrano (2001) y Casasús *et al.* (2005) estimaron inicialmente en las áreas no sometidas al pastoreo y situadas bajo plantaciones de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* unas producciones anuales de biomasa herbácea

de 741, 647 y 501 kg MS/ha respectivamente, valores que pueden alcanzarse fácilmente en la parcela de control del pinar considerando el aprovechamiento de otoño.

Atendiendo a otros estudios de explotaciones forrajeras, Ascaso (1990) estimó una producción de biomasa herbácea de 917 kg MS/ha año en comunidades de *Festuco-Brometea* y *Molinio* del Prepirineo aragonés, cifra poco diferente a la producción obtenida en primavera en la parcela de control de la chopera y que es a su vez casi tres veces superior a la producción estimada en la parcela de control del pinar para esta época del año. La producción herbácea del primer aprovechamiento en esta última parcela se aproxima a los 496 kg MS/ha anuales estimados por Ferrer *et al.* (1993) en pastos herbáceos con vivaces y anuales en el Alto Maestrazgo (Castellón) y a la producción anual de 527,92 kg MS/ha estimada previamente al desbroce de los aliagares de la montaña riojana (Marcos *et al.*, 2004) y es también algo superior a un tercio de la producción anual obtenida (857,87 kg MS/ha) también por los primeros autores en pastos herbáceos vivaces del mismo lugar. Por su parte, la producción herbácea obtenida en la parcela de control de la chopera es superior en comparación a estas producciones anuales estimadas en los aliagares y en los pastos herbáceos con vivaces y anuales y es muy parecida a la producción anual de los pastos herbáceos vivaces.

Con respecto a la producción de biomasa leñosa, ésta se ha reducido significativamente con los desbroces (al 0 % en el pinar y un 90,42 % en la chopera), siendo la mayor producción obtenida la de la parcela de control del pinar, que supondría ser casi la mitad de la producción anual (432 kg MS/ha) estimada por Marcos *et al.* (2004) previamente al desbroce de los aliagares antes mencionados.

Fillat *et al.* (2008) señalan que el efecto del desbroce o corte de vegetación interrumpe el desarrollo de especies leñosas competidoras por los recursos (agua, luz, nutrientes y espacio) favoreciendo la ocupación del espacio por parte de especies herbáceas de rápido crecimiento y de elevado porte, lo que hace incrementar la producción herbácea en detrimento de la producción leñosa, tal y como se ha observado. San Miguel (2001) pone también de manifiesto que las especies arbóreas presentan gran dificultad de regeneración sexual cuando el suelo se encuentra encespedado a causa de una buena gestión forestal o pastoral.

Asimismo, Casasús *et al.* (2005) observaron un notable aumento de la producción de biomasa leñosa, algo similar a lo ocurrido en las parcelas de control, tal como se muestra en la Figura 84, ya que bajo condiciones climáticas mediterráneas, cuando la vegetación no sufre ningún tipo de alteración la sucesión natural tiende a favorecer a las especies leñosas sobre las herbáceas (Gallo, 2005). No obstante, las especies leñosas, sobre todo las arbóreas, pueden

favorecer a las herbáceas dulcificando las condiciones microclimáticas que afectan a su desarrollo (San Miguel, 2001).

Pardini (2009) y Trullenque (2019) recalcan que la edad de la plantación también influye en la producción de biomasa. Es sabido que el pinar de repoblación es más antiguo que la chopera, por lo que es probable que sus copas puedan producir más sombra y es posible que ello repercutiera negativamente al desarrollo de la vegetación pastable. Este hecho podría estar relacionado entonces con el aumento de la producción herbácea en la chopera y el aumento de vegetación leñosa en el pinar por el establecimiento de más especies leñosas.

Finalmente, debe señalarse que el procedimiento llevado a cabo de valoración del pasto mediante corte y posterior pesada de la biomasa aérea sólo sería factible para estimar la biomasa en pastos herbáceos, debido a que exige la toma de una cantidad importante de muestras para obtener una medida fiable de ésta y resulta ser laborioso e impracticable en condiciones extensivas (Torrano, 2001), ya que para los pastos como los estudiados, constituidos por especies herbáceas y leñosas, el método resulta más complejo (Ferrer, 2016).

### 3.3. Calidad forrajera

#### 3.3.1. Valoración botánica: Valor Pastoral

En la Figura 85 se muestran las medias del Valor Pastoral en cada uno de los tratamientos. En las Tablas 2, 3 y 6 de los Anexos 2.2. y 2.4. se especifican los valores pastorales, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

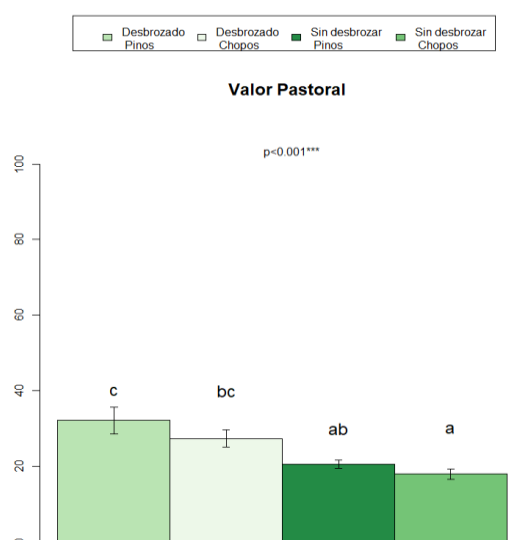


Figura 85: Medias y errores estándar del Valor Pastoral en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

El Valor Pastoral aumentó en las zonas desbrozadas, un 57 % en el pinar y un 52,8 % en la chopera. Se encontró un mayor Valor Pastoral en las parcelas desbrozadas que en las correspondientes parcelas de control, siendo el valor obtenido en el pinar (32,06) muy próximo al obtenido en la chopera (27,26).

Comparando estos resultados con valores de la bibliografía, el Valor Pastoral obtenido en las parcelas desbrozadas fue inferior al determinado por Lasanta *et al.* (2013) en los aliagares desbrozados (48,46). Además, antes del desbroce de los jarales, éstos obtuvieron un Valor Pastoral (42,11) que duplica al obtenido en las parcelas de control del pinar (20,42) y la chopera (17,84). El pasto de la parcela con mayor productividad en el estudio de estos autores estaba compuesto por algunas gramíneas como *Lolium perenne*, las leguminosas *Medicago lupulina* y *Trifolium repens* y otras herbáceas como *Plantago lanceolata*, *Bellis perennis* y *Poa pratensis*, especies que ofrecen un alto Valor Pastoral y que, salvo la primera, fueron encontradas en los cuatro tratamientos aplicados. En referencia a la parcela de control de la chopera, los mínimos (12,45), máximos (27,43) y la media del Valor Pastoral (17,84) determinados en ella son muy próximos a los obtenidos por Trullenque (2019) en los rodales de la chopera de Monzón (12,1, 27 y 18,07, respectivamente).

Ferrer (2016) apunta que los pinares en general suelen tener poco interés desde el punto de vista pastoral, salvo en el caso de pinares adehesados, aunque no obstante, su degradación da lugar a etapas de sustitución de naturaleza arbustiva y herbácea que sí tienen un posible aprovechamiento en pastoreo.

Cabe mencionar que el Valor Pastoral es uno de los métodos botánicos o fitológicos de valoración de pastos naturales que fueron desarrollados para corregir las limitaciones que presentaban los métodos químico-bromatológicos, ya que éstos subestiman la calidad del alimento que realmente ingieren los animales (Dâget & Poissonet, 1972). Así pues, este método es mucho más constante que las mediciones analíticas de producción y calidad nutritiva, ya que éstas varían dentro de un mismo año y de un año a otro en función de la meteorología. Además, resulta muy útil porque permite comparaciones entre parcelas cercanas y de la misma comunidad vegetal y entre años sucesivos (Ferrer, 2016).

No obstante, a este método se le han atribuido algunos inconvenientes referidos a la asignación de los índices de calidad específicos ( $I_s$ ), ya que su carácter empírico da lugar a notables variaciones entre los diferentes autores, por lo que no se tienen en cuenta los diferentes estados fenológicos de las especies en el momento del muestreo y, como es obvio, su valoración en producción y calidad varía mucho de unos estados a otros (Ferrer, 2016).

### 3.3.2. Valoración químico-bromatológica

#### 3.3.2.1. Variables químico-bromatológicas

##### 3.3.2.1.1. Proteína bruta

En la Figura 86 se muestran los valores medios de proteína bruta en cada uno de los tratamientos. En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de proteína bruta, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

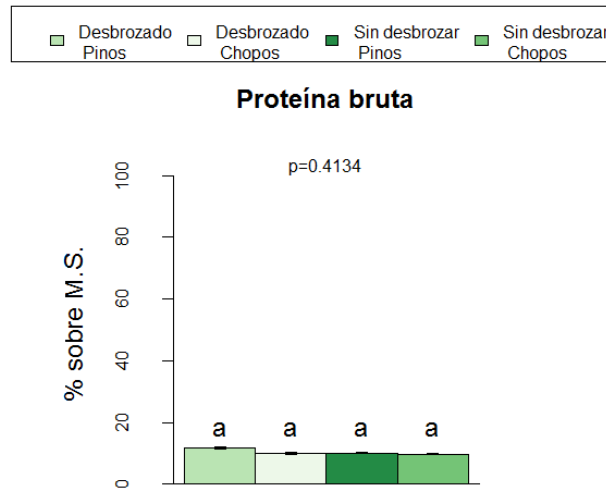


Figura 86: Valores medios y errores estándar de proteína bruta en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

No se encontraron diferencias significativas en los contenidos de proteína bruta entre los tratamientos, aunque según apuntan Pascual *et al.* (2021), en muestreos posteriores se espera encontrar que la introducción del ganado en las parcelas desbrozadas genere más cantidad de biomasa con mayor contenido en proteína (mayor calidad nutritiva).

Según FAO-CIHEAM (2016), los pastos forestales de la Garcipollera comprenden valores medios de proteína bruta que varían entre el 17-23 %, unas cifras algo superiores en comparación con los valores obtenidos. Por el contrario, Garín (1997) determinó también en estos pastos unos valores promedio (8,2 %) algo inferiores y próximos a los determinados y Torrano (2001) obtuvo correspondientemente en su estudio una media de 6,8 %, algo inferior en comparación con la obtenida en la parcela de control del pinar. Por su parte, Lasanta *et al.* (2013) obtuvieron antes del desbroce de los aliagares una media de proteína bruta (14,89 %) superior en comparación con las obtenidas en las parcelas de control del pinar y la chopera (10,09 % y 9,65 %, respectivamente).

##### 3.3.2.1.2. Cenizas

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de cenizas, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

El contenido de cenizas fue significativamente mayor en las parcelas desbrozadas de la chopera (16,58 %), en comparación con el resto de tratamientos. Las medias obtenidas en las parcelas de control del pinar (9,44 %) y la chopera (13,50 %) fueron algo inferiores en comparación con la obtenida (16,44 %) por Lasanta *et al.* (2013), la cual consideraron como un valor aceptable.

#### 3.3.2.1.3. Hemicelulosa

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de hemicelulosa, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

Se obtuvo un mayor contenido de hemicelulosa en la parcela de control del pinar (33,43 %), en comparación con el resto de tratamientos. Ferrer (2016) señala que el contenido de hemicelulosa en las gramíneas y en las leguminosas suele ser importante en comparación con el resto de familias botánicas, siendo las primeras las que mayores contenidos aportan. Cabe mencionar que en esta parcela se encontró un número de especies pertenecientes a la familia de las leguminosas (13) que fue mayor en comparación con el encontrado en el resto de tratamientos.

En comparación con el contenido de hemicelulosa (22,78 %) obtenido por Lasanta *et al.* (2013), las medias obtenidas en las parcelas de control del pinar (33,43 %) y la chopera (30,22 %) resultaron ser algo superiores.

#### 3.3.2.1.4. Celulosa

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de celulosa, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

Las diferencias de los contenidos de celulosa entre los tratamientos no fueron significativas.

Los niveles medios de celulosa (14,88 %-24,02 %) que determinaron Lasanta *et al.* (2013) fueron considerados altos (lo cual explicaban estos autores que podía reflejar el crecimiento avanzado de la biomasa) y fueron semejantes a los obtenidos en este estudio (10,51 %-31,65 %), aunque la media (20,35 %) fuera algo inferior en comparación con las obtenidas en las parcelas de control del pinar y la chopera.

#### 3.3.2.1.5. Fibra Neutro Detergente

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de Fibra Neutro Detergente, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

El contenido de FND obtenido en la parcela de control del pinar fue superior al determinado en la parcela de control de la chopera. La hipótesis planteada por Pascual *et al.* (2021) es que los contenidos de fibra de la biomasa en las parcelas desbrozadas se vayan reduciendo con el paso del tiempo.

Por lo general, los valores medios de FND obtenidos se asemejan a los contenidos de entre el 50-60 % que suelen presentar los pastos forestales de la Garcipollera en sus distintas áreas (FAO-CIHEAM, 2016), siendo algo menores a su vez en comparación con el promedio del 75,3 % que obtuvo Garín (1997). Los valores obtenidos en las parcelas de control del pinar (65,95 %) y la chopera (60,69 %) fueron superiores en comparación con los determinados por Lasanta *et al.* (2013) en los jarales (50,01 %) y aliagares (48,53 %). Respecto al contenido medio de FND en la parcela de control del pinar, éste resultó ser muy similar al determinado por Torrano (2001) en su estudio (68,8 %). Calsamiglia (1997) señala que valores de FND por debajo del 41 % son propios de forrajes excelentes.

Aldezábal *et al.* (2009) indican que, por lo general, las exclusiones permanentes del pastoreo producen paulatinamente un aumento del contenido de fibra en el pasto. Fillat *et al.* (2008) señalan que las especies leñosas contienen normalmente mayor cantidad de fibra y son menos digestibles que las especies herbáceas (conviene señalar que la riqueza de estas primeras fue mayor en las parcelas de control).

Reiné *et al.* (2012) explican que los pastos con más especies pertenecientes al grupo de “otras familias” son los que suelen tener buena calidad analítica química (tienen más proteína y menos fibra).

#### 3.3.2.1.6. Fibra Ácido Detergente

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de Fibra Ácido Detergente, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

No se encontraron diferencias significativas en los contenidos de FAD entre los tratamientos.

Los valores medios de FAD obtenidos en las parcelas de control del pinar (32,53 %) y la chopera (30,47 %) fueron algo mayores en comparación con los obtenidos por Lasanta *et al.* (2013) en los jarales (25,88 %) y aliagares (25,75 %). El valor máximo de FAD obtenido es de 39,66 %, superior al 31 % considerado por Calsamiglia (1997) como indicador de la calidad excelente de un pasto.

#### 3.3.2.1.7. Lignina Ácido Detergente

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de Lignina Ácido Detergente, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

No hubo diferencias significativas en los contenidos de LAD entre los tratamientos.

Los niveles medios de LAD (1,94 %-9,85 %) que determinaron Lasanta *et al.* (2013) fueron considerados como bajos y resultan similares a los valores obtenidos (2,79 %-8,20 %), lo que, según estos autores, explicaba el estado muy poco avanzado del grado de lignificación de la hierba, lo cual podría ayudar a que el ganado aprovechara la mayor parte del pasto y obtuviera un buen aporte energético. Las medias obtenidas en las parcelas de control del pinar (5,46 %) y la chopera (4,84 %) resultan también muy próximas a la determinada por Lasanta *et al.* (2013) (5,40 %).

#### 3.3.2.1.8. Cenizas Ácido Detergente

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de Cenizas Ácido Detergente, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

Se encontraron mayores contenidos de CAD en la chopera que en el pinar, siendo el valor obtenido en las parcelas desbrozadas (3,22 %) muy próximo al determinado en la parcela de control (2,69 %).

Los niveles medios de CAD (1,38 %-8,44 %) determinados por Lasanta *et al.* (2013) resultaron algo superiores en comparación con los obtenidos en las parcelas de control (0,96 %-4,81 %). Las medias obtenidas en el pinar (1,20 %) y la chopera (2,69 %) fueron inferiores en comparación a la determinada por este autor (3,68 %).

### 3.3.2.2. Índices de calidad

#### 3.3.2.2.1. Ingestión de la Materia Seca

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de Ingestión de la Materia Seca (IMS), medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

No se encontraron diferencias significativas de IMS entre los tratamientos.

Las medias obtenidas en las parcelas de control del pinar (1,83 kg MS/100 kg PV) y la chopera (2,14 kg MS/100 kg PV) resultaron inferiores en comparación con la determinada por Lasanta *et al.* (2013) (2,45 kg MS/100 kg PV).



### 3.3.2.2.2. Digestibilidad de la Materia Seca

En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los valores de Digestibilidad de la Materia Seca (DMS), medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

No se encontraron diferencias significativas de DMS entre los tratamientos.

Las medias obtenidas en las parcelas de control del pinar (63,56 %) y la chopera (65,17 %) resultaron inferiores en comparación con la determinada por Lasanta *et al.* (2013) (68,85 %). Respecto al promedio obtenido en la primera parcela, éste fue a su vez superior en comparación con el obtenido por Torrano (2001) (44,1 %).

Wilson (1981) señala que, por lo general, el valor nutritivo del pasto es alto en primavera, alcanzando la digestibilidad de la materia seca sus mayores porcentajes en esta estación. La DMS suele ir disminuyendo conforme la planta va alcanzando sus últimos estadios de crecimiento (Fillat *et al.*, 2008) y según va acercándose el verano, debido al incremento de las temperaturas, ya que la lignificación de las paredes celulares de la planta es más rápida, aunque apunta que no obstante, existen notables diferencias entre las gramíneas y las leguminosas, siendo notoriamente más lenta la pérdida de digestibilidad o lignificación de estas últimas.

### 3.3.2.2.3. Valor Relativo del Forraje

En la Figura 87 se muestran las medias del Valor Relativo del Forraje en cada uno de los tratamientos. En las Tablas 4, 5 y 6 de los Anexos 2.3. y 2.4. se especifican los Valores Relativos del Forraje, medias, errores estándar, mínimos y máximos en cada uno de los grupos.

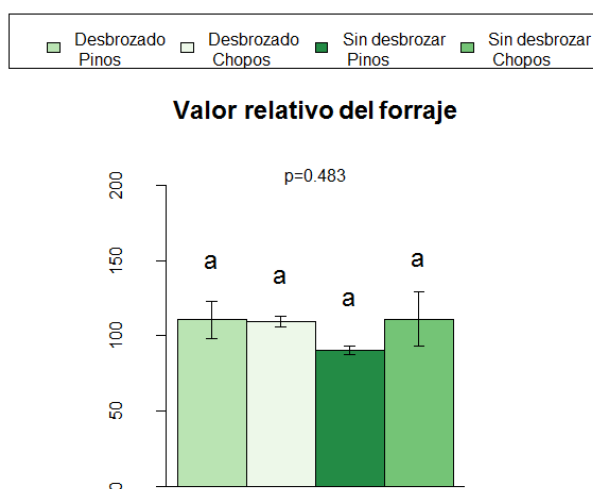


Figura 87: Medias del Valor Relativo del Forraje en cada uno de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba HSD Tukey para el nivel de significación mostrado.

No se encontraron diferencias significativas de VRF entre los tratamientos.

Las medias obtenidas en las parcelas de control del pinar (90,33) y la chopera (111,22) resultaron inferiores en comparación con la determinada por Lasanta *et al.* (2013) (130,80).

Según la clasificación de la calidad forrajera de la hierba propuesta por Linn y Martin (1989) (Tabla 1), el pasto producido en las parcelas desbrozadas del pinar puede considerarse de primera calidad, el de la chopera (parcela de control y parcelas de desbrozadas) de segunda calidad y el de la parcela de control del pinar de tercera calidad.

### 3.4. Correlaciones entre los métodos de valoración y el resto de parámetros estimados

En la Tabla 7 del Anexo 2.5. se muestra la matriz de correlaciones no paramétricas de Spearman entre las variables estudiadas. Sombreadas en color azul claro y oscuro se resaltan las correlaciones significativas existentes entre éstas.

En relación con el Valor Pastoral, se han considerado todas aquellas correlaciones significativas establecidas entre éste y las variables de la composición florística y diversidad vegetal, producción de biomasa forrajera y el resto de variables de la calidad químico-bromatológica del pasto estudiado.

En el caso de la valoración químico-bromatológica, se han considerado todas aquellas correlaciones significativas establecidas entre sí entre las variables resultantes del análisis y todas las correlaciones significativas superiores al 0,5 establecidas entre éstas y el resto de variables.

#### 3.4.1. Valoración botánica: Valor Pastoral

El Valor Pastoral presenta correlaciones positivas estadísticamente significativas con la cobertura de herbáceas ( $r = 0,665^{**}$ ), cobertura relativa de gramíneas ( $r = 0,410^{**}$ ), cobertura relativa de leguminosas herbáceas ( $r = 0,465^{**}$ ), cobertura relativa de macrofanerófitos ( $r = -0,354^*$ ), cobertura relativa de hemicriptófitos ( $r = 0,414^{**}$ ), cobertura relativa de terófitos ( $r = 0,304^*$ ), riqueza total de especies ( $r = 0,397^{**}$ ), riqueza de especies herbáceas ( $r = 0,519^{**}$ ), riqueza de gramíneas ( $r = 0,479^{**}$ ), riqueza de leguminosas herbáceas ( $r = 0,411^{**}$ ), riqueza de hemicriptófitos ( $r = 0,486^{**}$ ), riqueza de terófitos ( $r = 0,357^*$ ) y PB ( $r = 0,432^{**}$ ); y correlaciones negativas con la cobertura de suelo desnudo ( $r = -0,473^{**}$ ), cobertura de leñosas ( $r = -0,598^{**}$ ), cobertura relativa de leguminosas leñosas ( $r = -0,567^{**}$ ), cobertura relativa de "otras" leñosas ( $r = -0,374^{**}$ ), cobertura relativa de nanofanerófitos ( $r = -0,598^{**}$ ),

riqueza de especies leñosas ( $r = -0,438^{**}$ ), riqueza de leguminosas leñosas ( $r = -0,479^{**}$ ), riqueza de nanofanerófitos ( $r = -0,462^{**}$ ), biomasa leñosa ( $r = -0,459^{**}$ ) y hemicelulosa ( $r = -0,325^*$ ).

Por su parte, el Valor Pastoral de especies herbáceas presenta correlaciones positivas con la cobertura total de herbáceas ( $r = 0,528^{**}$ ), cobertura relativa de leguminosas herbáceas ( $r = 0,459^{**}$ ), cobertura relativa de terófitos ( $r = 0,337^*$ ), riqueza total de especies ( $r = 0,305^*$ ), riqueza de herbáceas ( $r = 0,417^{**}$ ), riqueza de gramíneas ( $r = 0,371^{**}$ ), riqueza de leguminosas herbáceas ( $r = 0,417^{**}$ ), riqueza de hemicriptófitos ( $r = 0,359^*$ ), riqueza de terófitos ( $r = 0,369^{**}$ ) y PB ( $r = 0,406^{**}$ ); y se correlaciona de manera negativa con la cobertura total de suelo desnudo ( $r = -0,448^{**}$ ).

Gartzia *et al.* (2005) demostraron en su estudio, a partir de correlaciones negativas estadísticamente positivas que obtuvieron entre el Valor Ecológico y el Valor Pastoral de los pastos de puerto de Aísa, que los lugares con bajo Valor Pastoral suelen tener alto Valor Ecológico. La correlación negativa entre ambos parámetros se debe, por un lado, a que la cobertura vegetal determina la producción (a más cobertura, mayor producción) y la producción puede afectar considerablemente al Valor Pastoral, el cual es directamente proporcional a la cobertura vegetal. En este estudio, se han obtenido correlaciones positivas entre la cobertura de especies herbáceas y leñosas y la producción de biomasa de especies herbáceas y leñosas ( $r = 0,573^{**}$  y  $r = 0,616^{**}$ , respectivamente) y una correlación negativa entre la producción de biomasa leñosa y el Valor Pastoral ( $r = -0,459^{**}$ ) (éste disminuye al aumentar la producción de biomasa leñosa). Por otra parte, estos autores señalan que las zonas con poca cobertura vegetal suelen ser refugio de especies y comunidades raras (de distribución restringida y a menudo, endémicas), lo cual aumenta de forma importante su valor ecológico. En contraposición a estos autores, Ascaso y Ferrer (1993) mencionan que no pueden establecerse relaciones directas y bien definidas entre este método que calcula la oferta energética a través de una expresión y la producción de biomasa, ya que como explican, fitocenosis con valores pastorales similares y con una composición de plantas forrajeras de calidad comparable, pueden presentar producciones brutas y calidades muy distintas (con un asterisco (\*) se indican las correlaciones poco significativas en el nivel 0,05 bilateral y con dos asteriscos (\*\*) se indican las correlaciones muy significativas en el nivel 0,01 bilateral).

### 3.4.2. Valoración químico-bromatológica

#### 3.4.2.1. Variables químico-bromatológicas

El contenido de proteína bruta presenta una correlación negativa ( $r = -0,384^{**}$ ) con el contenido de Cenizas Ácido Detergente (a mayor porcentaje de PB, menor porcentaje de CAD).

Se ha observado que el contenido en cenizas se correlaciona de manera positiva con la cobertura de herbáceas ( $r = 0,500^{**}$ ), cobertura relativa de “otras” ( $r = 0,537^{**}$ ), cobertura relativa de “otras” herbáceas ( $r = 0,651^{**}$ ), cobertura relativa de terófitos ( $r = 0,524^{**}$ ), riqueza de herbáceas ( $r = 0,556^{**}$ ), riqueza de “otras” ( $r = 0,546^{**}$ ), riqueza de “otras” herbáceas ( $r = 0,617^{**}$ ), Índice de Shannon ( $r = 0,509^{**}$ ), biomasa herbácea ( $r = 0,555^{**}$ ), el contenido de CAD ( $r = 0,733^{**}$ ), la IMS ( $r = 0,573^{**}$ ), la DMS ( $r = 0,523^{**}$ ) y el VRF ( $r = 0,562^{**}$ ) (a mayor porcentaje de cenizas, mayor porcentaje de estos parámetros); y de forma negativa con los contenidos de hemicelulosa ( $r = -0,526^{**}$ ), celulosa ( $r = -0,506^{**}$ ), FND ( $r = -0,573^{**}$ ) y FAD ( $r = -0,523^{**}$ ).

El contenido de hemicelulosa se correlaciona de manera positiva con los contenidos de celulosa ( $r = 0,805^{**}$ ), FND ( $r = 0,939^{**}$ ) y FAD ( $r = 0,690^{**}$ ) y de manera negativa con la cobertura de herbáceas ( $r = -0,561^{**}$ ), los contenidos de cenizas ( $r = -0,526^{**}$ ) y LAD ( $r = -0,469^{**}$ ), la IMS ( $r = -0,939^{**}$ ), la DMS ( $r = -0,690^{**}$ ) y el VRF ( $r = -0,889^{**}$ ). Por su parte, el contenido de celulosa presenta correlaciones positivas con los contenidos de hemicelulosa ( $r = 0,805^{**}$ ), FND ( $r = 0,925^{**}$ ) y FAD ( $r = 0,914^{**}$ ) y negativas con los contenidos de cenizas ( $r = -0,506^{**}$ ) y LAD ( $r = -0,439^{**}$ ), la IMS ( $r = -0,925^{**}$ ), la DMS ( $r = -0,914^{**}$ ) y el VRF ( $r = -0,948^{**}$ ).

En cuanto a los contenidos en fibra, la FND presenta correlaciones positivas con los contenidos de hemicelulosa ( $r = 0,939^{**}$ ), celulosa ( $r = 0,925^{**}$ ) y FAD ( $r = 0,879^{**}$ ) y negativas con los contenidos de cenizas ( $r = -0,573^{**}$ ) y LAD ( $r = -0,353^{*}$ ), la IMS ( $r = -1,000^{**}$ ), la DMS ( $r = -0,879^{**}$ ) y el VRF ( $r = -0,988^{**}$ ); mientras que la FAD presenta correlaciones positivas con los contenidos de hemicelulosa ( $r = 0,690^{**}$ ), celulosa ( $r = 0,914^{**}$ ) y FND ( $r = 0,879^{**}$ ) y negativas con la cobertura de herbáceas ( $r = -0,514^{**}$ ), el contenido de cenizas ( $r = -0,523^{**}$ ), la IMS ( $r = -0,879^{**}$ ), la DMS ( $r = -1,000^{**}$ ) y el VRF ( $r = -0,927^{**}$ ).

Fillat *et al.* (2008) y Ferrer (2016) apuntan que, en general, cuanto mayor es el contenido de FAD de un alimento, menor es su digestibilidad (DMS), lo cual se ha visto reflejado en los resultados de este estudio (estos autores explican que en el caso de los pastos, la FAD aumenta con el estado de madurez de las plantas).

Se aprecia que el contenido de LAD se correlaciona de forma negativa con los contenidos de hemicelulosa ( $r = -0,469^{**}$ ), celulosa ( $r = -0,439^{**}$ ) y FND ( $r = -0,353^{*}$ ). Ferrer (2016) señala

que cuanto más impregnados de lignina estén los componentes de la pared celular (celulosa y hemicelulosa), lo que ocurre conforme las especies van madurando, menor será su ingestibilidad y digestibilidad. Este hecho no se ha visto claramente reflejado en los resultados de este estudio, ya que se ha visto que este parámetro se correlaciona positivamente con la IMS ( $r = 0,353^*$ ) y el VRF ( $r = 0,300^*$ ) y no presenta ningún tipo de correlación con la DMS.

El contenido de CAD presenta correlaciones positivas con la cobertura relativa de “otras” ( $r = 0,595^{**}$ ), cobertura relativa de “otras” herbáceas ( $r = 0,654^{**}$ ), cobertura relativa de terófitos ( $r = 0,617^{**}$ ), riqueza de “otras” herbáceas ( $r = 0,512^{**}$ ), riqueza de terófitos ( $r = 0,570^{**}$ ), Índice de Shannon ( $r = 0,606^{**}$ ), Índice de Pielou ( $r = 0,531^{**}$ ), biomasa herbácea ( $r = 0,543^{**}$ ) y el contenido de cenizas ( $r = 0,733^{**}$ ); y se correlaciona de forma negativa con el contenido de PB ( $r = - 0,384^{**}$ ) (con un asterisco (\*) se indican las correlaciones poco significativas en el nivel 0,05 bilateral y con dos asteriscos (\*\*) se indican las correlaciones muy significativas en el nivel 0,01 bilateral).

#### 3.4.2.2. Índices de calidad

La IMS se correlaciona positivamente con la cobertura de herbáceas ( $r = 0,514^{**}$ ), los contenidos de cenizas ( $r = 0,573^{**}$ ) y LAD ( $r = 0,353^*$ ), la DMS ( $r = 0,879^{**}$ ) y el VRF ( $r = 0,988^{**}$ ); y negativamente con los contenidos de hemicelulosa ( $r = - 0,939^{**}$ ), celulosa ( $r = - 0,925^{**}$ ), FND ( $r = - 1,000^{**}$ ) y FAD ( $r = - 0,879^{**}$ ).

La DMS muestra correlaciones positivas con el contenido de cenizas ( $r = 0,523^{**}$ ), la IMS ( $r = 0,879^{**}$ ) y la DMS ( $r = 0,927^{**}$ ) y negativas con los contenidos de hemicelulosa ( $r = - 0,690^{**}$ ), celulosa ( $r = - 0,914^{**}$ ), FND ( $r = - 0,879^{**}$ ) y FAD ( $r = - 1,000^{**}$ ).

El VRF presenta correlaciones positivas con el contenido de cenizas ( $r = 0,562^{**}$ ) y LAD ( $r = 0,300^*$ ), la IMS ( $r = 0,988^{**}$ ), la DMS ( $r = 0,927^{**}$ ) y negativas con los contenidos de hemicelulosa ( $r = - 0,899^{**}$ ), celulosa ( $r = - 0,948^{**}$ ), FND ( $r = - 0,988^{**}$ ) y FAD ( $r = - 0,927^{**}$ ) (con un asterisco (\*) se indican las correlaciones poco significativas en el nivel 0,05 bilateral y con dos asteriscos (\*\*) se indican las correlaciones muy significativas en el nivel 0,01 bilateral).

Puede afirmarse que no existe ninguna correlación entre ambos métodos de valoración utilizados (VP y VRF). Aunque el primero se base en el análisis de toda la “oferta” y el segundo no considere el “rehuso”, en pastos polifitos como los estudiados, es usual recurrir al uso de métodos fitológicos de valoración como el aplicado debido a que por lo general, suponen un modo fácil y rápido de diagnóstico que permite llevar a cabo todos los cálculos en el propio campo, lo que permite ahorrar tiempo y otros recursos, aunque para el caso estudiado estos

resultados no hayan sido los esperados por no haber guardado una clara relación con el resto de parámetros estimados.

## 4. Conclusiones

Con los desbroces en el pinar, la cobertura herbácea se ha incrementado en mayor grado que en la chopera y la cobertura leñosa ha disminuido en mayor medida que en ésta, mientras que la cobertura de suelo desnudo sólo se ha reducido significativamente tras el desbroce de la chopera.

En el pinar ha aumentado la cobertura de gramíneas y ha disminuido la cobertura total de leguminosas y la de leguminosas leñosas, mientras que en la chopera ha aumentado la de leguminosas herbáceas y “otras” y ha disminuido igualmente la cobertura total de leguminosas y la de leguminosas leñosas, esta última de manera importante.

También ha aumentado, en comparación con el resto de formas vitales, la cobertura de hemicriptófitos (en mayor grado en el pinar que en la chopera), las especies más deseables para el pastoreo por su facilidad de rebrote, y se ha reducido de manera importante además la cobertura de nanofanerófitos.

En cuanto a la riqueza de especies, el desbroce ha producido un aumento del número de táxones herbáceos y una reducción del número de táxones leñosos, aunque no se destacan diferencias importantes en el número de familias florísticas identificadas, pues éste tampoco ha influenciado significativamente la composición de estas, ya que las especies pertenecientes al grupo “otras” han sido las dominantes en todos los tratamientos.

En las zonas desbrozadas de ambas comunidades han aparecido especies herbáceas que se encontraban ausentes en las zonas no desbrozadas, pese a que en lo que a la calidad botánica respecta, 19 de las 22 especies encontradas se consideran muy malas, mediocres o regulares debido a sus índices de calidad específicos ( $I_s$ ) atribuidos.

En referencia a las formas de vida, la riqueza de hemicriptófitos tiende a ser superior en las zonas desbrozadas, lo cual es deseable, al igual que ocurre con los terófitos, aunque en menor medida, ya que salvo tras el desbroce la chopera, no se han observado diferencias significativas.

A nivel fitosociológico, la clasificación de la fitocenosis determinada tras el desbroce de la chopera es más compleja que la del pinar.

Por el momento, no existen apenas diferencias de similitud florística entre lo desbrozado y no desbrozado, aunque con el paso del tiempo es probable que la semejanza aumente debido a la proximidad existente entre parcelas.

El desbroce en la chopera ha provocado, pese a que no fuera muy notable, un aumento en la diversidad de especies, aunque este efecto no ha sido apreciable en el caso del pinar (al menos durante este primer año en el que se han efectuado los desbroces). Por su parte, el grado de uniformidad vegetal de las zonas sometidas a desbroce no se ha visto alterado significativamente con esta técnica de gestión forestal.

Los desbroces en el pinar han conseguido cesar por completo durante este primer año la producción de biomasa leñosa y no han conseguido todavía incrementar significativamente la de biomasa herbácea. Respecto al efecto provocado en la chopera, no han logrado disminuir por completo la producción de biomasa leñosa pero han conseguido reducirla de manera significativa.

En relación a la calidad forrajera, los desbroces han implicado un aumento del Valor Pastoral debido a que han propiciado la aparición frecuente de especies con altos índices de calidad específicos, a pesar de que los valores determinados no se consideren muy altos. Los mayores valores del índice se han obtenido en las zonas desbrozadas en las que se encontraban las siguientes especies: *Lolium rigidum* y *Vicia sepium*, en el caso del pinar; *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Phleum pratense*, *Trisetum flavescens* y *Vicia angustifolia*, en el caso de la chopera; y *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, *Poa pratensis*, *Sanguisorba minor*, *Trifolium pratense* y *Trifolium repens*, en el caso de ambas comunidades.

En lo que a la calidad bromatológica respecta, pese a que no se han encontrado diferencias significativas entre lo desbrozado y no desbrozado, los contenidos de hemicelulosa y FND se han visto reducidos, aunque los de cenizas y CAD han sido ligeramente más elevados pero aceptables. Por lo tanto, en consideración a los resultados obtenidos del análisis de las 49 variables estudiadas, puede afirmarse de manera general que los desbroces han contribuido a producir un pasto de una calidad nutritiva superior al de las áreas no desbrozadas, siendo el de la chopera algo mejor que el del pinar, y que existen notables diferencias entre el pasto no desbrozado de ambas comunidades, siendo también el de la chopera de mayor calidad que el del pinar.

La calidad analítica estimada por medio de la valoración químico-bromatológica no guarda correspondencia alguna con la obtenida a través de la valoración botánica.

Se comprueba entonces que en zonas de montaña mediterránea como las estudiadas, las medidas de gestión forestal como el desbroce de matorrales pueden ayudar a crear y/o mantener unos pastos altamente biodiversos, productivos y de buena calidad nutritiva, lo cual podría incentivar con posterioridad la práctica de la ganadería extensiva en estos enclaves, para potenciar así su desarrollo socioeconómico y mitigar los posibles riesgos derivados del cambio global que puedan afectarles.

## 5. Bibliografía

- ❖ AEMET (2013): Valores normales de precipitación mensual y anual por estaciones medidoras. Aragón. Periodos 1961-1990 y 1981-2010. En: *Instituto Aragonés de Estadística (IAEST)*. Obtenido de:  
<https://www.aragon.es/documents/20127/4923652/040302B04.xls/777a34a8-2221-8d6f-59ba-bdc427d10865?t=1570020282964>
- ❖ Agenda 21 Local del Municipio de Jaca (2005): Diagnóstico de sostenibilidad. En: Bloque II – Capítulo 3. *Sistemas naturales y de soporte: agrícola, ganadero y forestal*. Obtenido de:  
[https://www.jaca.es/sites/default/files/8\\_bloque\\_ii\\_cap\\_3\\_sistemas\\_naturales\\_y\\_de\\_soporte.pdf](https://www.jaca.es/sites/default/files/8_bloque_ii_cap_3_sistemas_naturales_y_de_soporte.pdf)
- ❖ Aizpuru, I.; Aseginolaza, C.; Uribe-Echebarría, P. M.; Urrutia, P. y Zorrakin, I. (1999): *Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y territorios limítrofes*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. Vitoria-Gasteiz. Obtenido de:  
[http://jolube.files.wordpress.com/2012/03/claves\\_flora\\_paisvasco\\_1999.pdf](http://jolube.files.wordpress.com/2012/03/claves_flora_paisvasco_1999.pdf)
- ❖ Alados, C.; Saiz, H.; Nuche, P.; Gartzia, M.; Komac, B.; De Frutos, Á. & Pueyo, Y. (2019): Clearing vs. burning for restoring Pyrenean grasslands after shrub encroachment. En: *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 45(2), pp. 441-468. Obtenido de:  
<https://publicaciones.unirioja.es/ojs/index.php/cig/article/view/3589/3518>
- ❖ Aldezabal, A.; Azpiroz, M.; Uriarte, L. y Mandaluniz, N. (2009): *Efecto del pastoreo sobre la calidad nutritiva de los pastos de montaña*. Obtenido de:  
[http://www.uco.es/integraldehesa/components/com\\_booklibrary/ebooks/Multifuncionalidad%20de%20los%20pastos.pdf#%5B%7B%22num%22%3A588%2C%22gen%22%3A0%7D%2C%7B%22name%22%3A%22Fit%22%7D%5D](http://www.uco.es/integraldehesa/components/com_booklibrary/ebooks/Multifuncionalidad%20de%20los%20pastos.pdf#%5B%7B%22num%22%3A588%2C%22gen%22%3A0%7D%2C%7B%22name%22%3A%22Fit%22%7D%5D)



- ❖ Álvarez, J.; Gómez, A. & Lasanta, T. (2016): The use of goats grazing to restore pastures invaded by shrubs and avoid desertification: a preliminary case study in the Spanish Cantabrian mountains. In: *Land Degradation & Development*, 27, pp. 3-13. Obtenido de: <https://doi.org/10.1002/ldr.2230>
- ❖ ANKOM Technology Corporation (1998): *Procedures for fibre and in vitro analysis*. Obtenido de: <http://www.ankom.com>
- ❖ Arnold, G. W. (1985): Regulation of forage intake, pp. 82-101. En: R. J. Hudson, R. J. White (Eds.): *Bioenergetics of wild herbivores*. CRC Press Inc., Florida.
- ❖ Ascaso, J. (1990): *Estudio fitocenológico y valoración de los recursos pastorales de las zonas forestales y arbustivas del Prepirineo aragonés*. Institución Fernando el Católico, Nº 1209. Zaragoza. Obtenido de: [https://jolube.files.wordpress.com/2008/04/ascaso\\_1990.pdf](https://jolube.files.wordpress.com/2008/04/ascaso_1990.pdf)
- ❖ Ascaso, J. y Ferrer, C. (1993): Valoración agronómica de los pastos de Puerto del Valle de Benasque (Pirineo de Huesca). En: *Clasificación, valor forrajero y carga ganadera*. Pastos, XXIII, 2, pp. 99-127. Obtenido de: <http://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/974>
- ❖ Avendaño, J. (1988): Praderas sembradas en zonas mediterráneas. En: *Praderas para Chile*. Capítulo 20, pp. 384-409. Obtenido de: <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/112323>
- ❖ Baeza, M. J.; Raventós J.; Escarré, A. & Vallejo, V. R. (2003): *The effect of shrub clearing on the control of the fireprone species (Ulex parviflorus)*. *Forest Ecology and Management*, 186(1), pp. 47-59.
- ❖ Bagnouls, F. & Gaussen, H. (1957): *Les climats biologiques et leurs classifications*. *Annales de Géographie*, 66, pp. 193-220. Obtenido de: <https://doi.org/10.3406/geo.1957.18273>
- ❖ Bardgett, R. D.; Wardle, D. A. & Yeates, G. W. (1998): *Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms*. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, pp. 1.867-1.878. Obtenido de: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00069-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00069-8)
- ❖ Barrantes, O.; Ferrer, C. y Reiné, R. (2010): *Indicadores para la conservación de los Hábitat 6510 y 6520 (prados de siega de montaña) en el Pirineo aragonés*. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Aragón. Obtenido de: [https://www.researchgate.net/publication/267808958\\_INDICADORES\\_PARA\\_LA\\_CON](https://www.researchgate.net/publication/267808958_INDICADORES_PARA_LA_CON)

SERVACION DE LOS HABITAT 6510 Y 6520 PRADOS DE SIEGA DE MONTANA EN EL PIRINEO ARAGONES Autores

- ❖ Barrantes, O.; Reiné, R.; Ascaso, J.; Mendoza, A.; Broca, A. y Ferrer, C. (2004a): *Pastos arbustivos y pastizales de tipo lasto-timo-aliagar de la Depresión del Ebro en la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y valoración*, pp. 601-606. Obtenido de: [https://www.researchgate.net/publication/284756203\\_Pastos\\_arbustivos\\_y\\_pastizales\\_del\\_tipo\\_lasto-timo-aliagar\\_de\\_la\\_Depresion\\_del\\_Ebro\\_en\\_la\\_provincia\\_de\\_Huesca\\_Tipificacion\\_cartografia\\_y\\_valoracion](https://www.researchgate.net/publication/284756203_Pastos_arbustivos_y_pastizales_del_tipo_lasto-timo-aliagar_de_la_Depresion_del_Ebro_en_la_provincia_de_Huesca_Tipificacion_cartografia_y_valoracion)
- ❖ Barrantes, O.; Reiné, R.; Ascaso, J.; Mendoza, A.; Broca, A. y Ferrer, C. (2004b): *Pastizales (albardinares) y pastos arbustivos xerófilos (sisallares) de la Depresión del Ebro en la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y valoración*, pp. 607-611. Obtenido de: <http://www.seepastos.es/wp-content/uploads/2017/08/2004-Actas-SEEP-Salamanca-reducido.pdf>
- ❖ Barrantes, O.; Reiné, R.; Ascaso, J.; Mendoza, A.; Broca, A. y Ferrer, C. (2004c): *Pastos arbustivos gipsófilos y halófilos de la Depresión del Ebro en la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y valoración*, pp. 613-618. Obtenido de: <http://www.seepastos.es/wp-content/uploads/2017/08/2004-Actas-SEEP-Salamanca-reducido.pdf>
- ❖ Barrantes, O.; Reiné, R.; Ascaso, J.; Mendoza, A.; Broca, A. y Ferrer, C. (2004d): *Pastos arbustivos de coscojar de la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y valoración*, pp. 619-624. Obtenido de: [https://www.researchgate.net/publication/284295312\\_Pastos\\_arbustivos\\_de\\_coscojar\\_en\\_la\\_provincia\\_de\\_Huesca\\_Tipificacion\\_cartografia\\_y\\_valoracion](https://www.researchgate.net/publication/284295312_Pastos_arbustivos_de_coscojar_en_la_provincia_de_Huesca_Tipificacion_cartografia_y_valoracion)
- ❖ Barrantes, O.; Reiné, R.; Ascaso, J.; Mendoza, A.; Broca, A. y Ferrer, C. (2004e): *Pastos arbustivos (erizales, romerales-aliagares-lastonares y matorrales espinosos con boj) del Prepirineo en la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y valoración*, pp. 625-630. Obtenido de: <http://www.seepastos.es/wp-content/uploads/2017/08/2004-Actas-SEEP-Salamanca-reducido.pdf>
- ❖ Barrantes, O.; Reiné, R.; Ascaso, J.; Mendoza, A.; Broca, A. y Ferrer, C. (2004f): *Pastos arbustivos de alta montaña en la provincia de Huesca. Tipificación, cartografía y*

- valoración, pp. 631-636. Obtenido de: <http://www.seepastos.es/wp-content/uploads/2017/08/2004-Actas-SEEP-Salamanca-reducido.pdf>
- ❖ Beaufoy, G.; Herrera, P. M. y Ruiz, J. (Eds.) (2015): *Informe sobre la elegibilidad para pagos directos de la PAC de los pastos leñosos españoles*. Plataforma por la Ganadería Extensiva y el Pastoralismo. Fundación Entretantos, Valladolid. Obtenido de: <http://www.ganaderiaextensiva.org/InformeElegibilidadPastos.pdf>
  - ❖ Benito, J. L. (2011): Cartografía de los hábitats CORINE de Aragón. Lista de hábitats de Aragón, versión 4.09. En: *Monografías de Botánica Ibérica*, 7, 90 pp. ISBN ebook: 978-84-937811-7-0. Obtenido de: [http://www.jolube.net/pub/Habitats\\_Aragon\\_v409\\_IX-2011.pdf](http://www.jolube.net/pub/Habitats_Aragon_v409_IX-2011.pdf)
  - ❖ Braun-Blanquet, J. (1979): *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume Ediciones, Madrid. 820 pp. Obtenido de: [http://www.jolube.es/pdf/BRAUN-BLANQUET%20\(1964\)%20Fitosociologia\\_baja.pdf](http://www.jolube.es/pdf/BRAUN-BLANQUET%20(1964)%20Fitosociologia_baja.pdf)
  - ❖ Broca, A. (2011): *Valoración químico-bromatológica de recursos agrícolas para el ganado*. Agronomía y Economía Agraria (Guión de prácticas de laboratorio Agro 2). Licenciatura en Veterinaria, 2º curso. Departamento de Agricultura y Economía Agraria, Universidad de Zaragoza. Miguel Servet, 177 50013-Zaragoza.
  - ❖ Calsamiglia, S. (1997): Nuevas bases para la utilización de la fibra en dietas de rumiantes. En: XIII Curso de Especialización FEDNA: *Avances en Nutrición y Alimentación Animal*. Eds.: Rebollar, P. G<sup>a</sup>.; De Blas, C. y Mateos, G. G., pp. 1-16. Obtenido de: [http://fundacionfedna.org/sites/default/files/97CAP\\_1.pdf](http://fundacionfedna.org/sites/default/files/97CAP_1.pdf)
  - ❖ Casasús, I. (2016): Treinta años de investigación en ganadería en la Finca Experimental La Garcipollera. En: Jornadas Técnicas EXPOFORGA 2016: *Ganadería extensiva de montaña, Bescós (Huesca), 19 de mayo de 2016*. Obtenido de: <https://citarea.citaraagon.es/citarea/handle/10532/3274>
  - ❖ Casasús, I.; Bernués, A.; Sanz, A.; Riedel, J. L. & Revilla, R. (2005): Utilization of Mediterranean forest pastures by suckler cows: animal performance and impact on vegetation dynamics. In: *Animal Production and Natural Resources Utilisation in the Mediterranean Mountain Areas*. Eds.: Georgoudis, A.; Rosati, A. & Mosconi, C., pp. 82-88. Wageningen Academic Publishers. Obtenido de: [https://www.academia.edu/2719003/Utilization\\_of\\_Mediterranean\\_forest\\_pastures\\_by\\_suckler\\_cows\\_animal\\_performance\\_and\\_impact\\_on\\_vegetation\\_dynamics](https://www.academia.edu/2719003/Utilization_of_Mediterranean_forest_pastures_by_suckler_cows_animal_performance_and_impact_on_vegetation_dynamics)

- ❖ Casasús, I.; Sanz, A.; Villalba, D.; Bernués, A.; Ferrer, R. y Revilla, R. (2001): *Variación de peso y aporte energético del pasto en vacas de cría en condiciones de montaña: efecto de la época de parto*. Investigación Agraria, Producción y Sanidad Animales, 16, pp. 109-125. Obtenido de: <https://repositori.udl.cat/bitstream/handle/10459.1/44683/IAVillalba1.pdf?sequence=1>
- ❖ Castillo, H.; Olivares, A. y Polzenius, G. (1988): Modificaciones de las características microambientales provocadas por la presencia de *Acacia caven* (Mol.) Mol. I Influencia en el microambiente. En: *Avances en Producción Animal*, 13(1-2), pp. 31-40.
- ❖ Castroviejo, S. et al. (1986): *Flora ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Vols. I-XV, XVI (I), XVII-XVIII y XX-XXI. Real Jardín Botánico, C.S.I.C. Madrid. Obtenido de: <http://www.floraiberica.es/>
- ❖ CITA (2016a): *Memoria del centro de investigación y tecnología agroalimentaria de Aragón (CITA), año 2016*. Obtenido de: <https://citarea.cita-aragon.es/citarea/bitstream/10532/4000/1/Memoria2016.pdf>
- ❖ CITA (2016b): *Memoria de las Actividades de Investigación en Agricultura y Ganadería de Montaña: Finca experimental La Garcipollera (actualización 2016)*. Obtenido de: [https://www.cita-aragon.es/sites/default/files/2016/finca\\_experimental\\_la\\_garcipollera\\_memoria\\_2016\\_0.pdf](https://www.cita-aragon.es/sites/default/files/2016/finca_experimental_la_garcipollera_memoria_2016_0.pdf)
- ❖ CITA (2017): *Tríptico de la Finca "La Garcipollera"*. Obtenido de: <https://www.cita-aragon.es/es/finca-la-garcipollera>
- ❖ C.S.I.C. (1970): *Mapas de suelos de las provincias de Zaragoza, Huesca y Logroño, esc. 1/250.000*. Instituto Nacional de Edafología y agrobiología «José María Albareda», Madrid. Obtenido de: <https://digital.csic.es/handle/10261/122744>
- ❖ Dâget, J. S. y Poissonet, J. (1972): *Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages*. Fourrages, 49, pp. 31-40. Obtenido de: [https://afpf-asso.fr/index.php?secured\\_download=597&token=c16b0ba6e27c1efb0d74a94026afe433](https://afpf-asso.fr/index.php?secured_download=597&token=c16b0ba6e27c1efb0d74a94026afe433)
- ❖ Delgado, I.; Ochoa, M. J.; Sin, E.; Barragán, C.; Rodríguez, J.; Nuez, T. & Posadas, J. M. (2004): *Pasture restoration by control of *Genista scorpius* (L.) DC*. Options Méditerranéennes, 62, pp. 407-410.

- ❖ Del Pozo, P.; Jérez, I.; Mesa, B.; Padilla, P. y Ginoria, J. (1999): Comportamiento Productivo de un Agroecosistema Silvopastoril Asociado con *Leucaena leucocephala* y *Cynodon nlemfuensis*. En: *Primer congreso Latino Americano de Agroforesteria para la Producción Animal Sostenible y VI Seminario Internacional sobre Sistemas Agropecuarios Sostenibles*. Fundación CIPAV, Cali, Colombia, p. 47.
- ❖ De Miguel, J. M. y Gómez, A. (2002): Diversidad y funcionalidad en los paisajes agrarios tradicionales españoles. En: Pineda, F. D.; De Miguel, J. M.; Casado, M. A. y Montalvo, J. (Eds.): *La diversidad biológica en España*. Pearson Educación. Madrid 2002, pp. 273-284.
- ❖ Dolman, P. M. & Sutherland, W. J. (1992): *The ecological changes of Breckland grass heaths and the consequences of management*. *Journal of Applied Ecology*, 29, pp. 402-413. Obtenido de: <https://www.jstor.org/stable/2404509>
- ❖ Dulphy, J. R. y Demarquilly, C. (1981): Problèmes particuliers aux ensilages. En: *Previsión de la valeur nutritive des aliments des ruminants*, pp. 81-104. INRA Publi (France).
- ❖ Evans, R. (2005): *Curtailing grazing-induced erosion in a small catchment and its environs, the Peak District, Central England*. *Applied Geography*, 25, pp. 81-95.
- ❖ FAO-CIHEAM Mountain Pastures sub-network (2016, 14-16 de Junio): Mid-Congress tour Mountain pastures and associated livestock production systems in the Pyrenees. En: 19<sup>th</sup> Meeting of the FAO-CIHEAM Mountain Pastures sub-network: *Mountain pastures and livestock farming facing uncertainty: environmental, technical and socio-economic challenges*. Extraído el 24 de noviembre de 2021 desde: [https://networks.iamz.ciheam.org/mountpast2016/pdfs/Mid-congress\\_tour\\_guide.pdf](https://networks.iamz.ciheam.org/mountpast2016/pdfs/Mid-congress_tour_guide.pdf)
- ❖ Fernández, B. J.; Gómez, M. y Tárrega, R. (1992): Efectos de la quema, corte, arranque, abandono o pastoreo del matorral de escoba blanca (*Cytisus multiflorus*) sobre la producción y estructura de la comunidad herbácea. En: *Pastos*, Nº XXII (2), pp. 131-146. Obtenido de: <http://polired.upm.es/index.php/pastos/article/viewFile/1580/1579>
- ❖ Fernández, R.; Laffarga, J. M. y Ortega, F. (1993): *Strategies in Mediterranean grassland annuals in relation to stress and disturbance*. *Journal Vegetation Science*, 4 (3), pp. 313-322.

- ❖ Ferrer, C. (2016): *Diccionario de Pascología. Aspectos ecológicos, botánicos, agronómicos, forestales, zootécnicos y socio-económicos de los pastos*. Fundación Conde del Valle de Salazar-Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, 933 pp., Madrid.
- ❖ Ferrer, C.; Alcubilla, M<sup>a</sup>. M.; Ascaso, J.; Broca, A.; Maestro, M.; Ocaña, M. y Sancho, V. (1993): *Valoración de pastos del Alt Maestrat (Castellón)*. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana. Tomo I, 371 pp., tomo II (Anexos), 237 pp.
- ❖ Ferrer, C.; San Miguel, A. y Olea, L. (2001): *Nomenclátor básico de pastos en España*. Pastos, XXXI, pp. 7-44. Obtenido de:  
<http://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/1694>
- ❖ Ferrer, R. y Petit, M. (1995): *The influence of animal age and sward height on the herbage intake and grazing behaviour of Charolais cattle*. In: *Animal Science*, 61, pp. 497-506.
- ❖ Ferrer, V.; Ascaso, J. y Ferrer, C. (1992): *Evolución temporal, por pastoreo, de la vegetación y de su potencial productivo en zonas arboladas y arbustivas de la Navarra media*. Actas de la XXXII Reunión Científica de la S.E.E.P., pp. 76-82.
- ❖ Ferrer, V.; Ferrer, C. y Broca, A. (1997): Efectos del pastoreo en ecosistemas arbolados y arbustivos de la Navarra media sobre la vegetación, la flora y el suelo. En: *Tema A. Ecología y Botánica de Pastos*. XXXVII Reunión Científica de la SEEP, pp. 49-56.  
Obtenido de:  
[https://digital.csic.es/bitstream/10261/124768/1/Ferrer\\_efectos\\_pastoreo\\_SEEP1997.pdf](https://digital.csic.es/bitstream/10261/124768/1/Ferrer_efectos_pastoreo_SEEP1997.pdf)
- ❖ Fillat, F.; García-González, R.; Gómez, D. y Reiné, R. (2008): *Pastos del Pirineo*. CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). Madrid, Spain.
- ❖ Fonseca, J.; Iacopini, L. y Pueyo, J. M. (2005): *Medición de la Producción Primaria del Pastizal Natural en el Centro-Norte de la Provincia de Entre Ríos*. Obtenido de:  
<https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-medicion-produccion-primaria-pastizal-natural-en.pdf>
- ❖ Frank, D. A. & Evans, R. D. (1997): *Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone National Park*. *Ecology*, 78, pp. 2.238-2.248. Obtenido de:  
<https://www.jstor.org/stable/2265959>

- ❖ Gallego, J. B.; García, M. R. & García, F. (2004): Vegetation dynamics of Mediterranean shrublands in former cultural landscape at Grazalema Mountains, South Spain. In: *Plant Ecology*, 172, pp. 83-94.
- ❖ Gallo, L. (2005): Manejo integrado de ecosistemas y recursos naturales en Uruguay. En: Ramírez Osses, R. (2011): *Efecto de la sombra de Acacia caven (Mol.) Mol. en la pradera anual de clima mediterráneo*. Tesis Doctoral, Universidad de Chile. Obtenido de:  
<https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/112323/tesis.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- ❖ García-González, A. (1988): Los pastos calcícolas del Norte de España. Importancia y conservación. *Homenaje a Pedro Montserrat*, pp. 815-918. Instituto de Estudios Altoaragoneses e Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC Zaragoza. Obtenido de:  
<https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2369376.pdf>
- ❖ García-Ruiz, J. M. y López, F. (2009): *La erosión del suelo en España*. Sociedad Española de Geomorfología, 441 pp., Zaragoza.
- ❖ Garín, I. (1997): *Ecología del ciervo (Cervus elaphus) en la Reserva de Caza de La Garcipollera (Huesca)*. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.
- ❖ Gartzia, M.; Marinas, A.; Campo, A.; García-González, R. y Gómez, D. (2005): *Valoración eco-pastoral de los pastos del puerto de Aísa (Pirineo Occidental)*. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Apdo.64, 22700 Jaca (Huesca). Obtenido de:  
[https://www.researchgate.net/publication/39580710\\_Valoracion\\_eco-pastoral\\_de\\_los\\_pastos\\_del\\_puerto\\_de\\_Aisa\\_Pirineo\\_Occidental](https://www.researchgate.net/publication/39580710_Valoracion_eco-pastoral_de_los_pastos_del_puerto_de_Aisa_Pirineo_Occidental)
- ❖ Gillet, F.; Murisier, B.; Buttler, A.; Gallandat, J.-D. & Gobat, J.-M. (1999): Influence of tree cover on the diversity of herbaceous communities in subalpine wooded pastures. In: *Applied Vegetation Science*, Vol. 2, pp. 47-54. Obtenido de: <https://onlinelibrary-wiley-com.cuarzo.unizar.es/9443/doi/epdf/10.2307/1478880>
- ❖ Gómez, D. (2005): *Atlas de la Flora de Aragón*. Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón e Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Obtenido de:  
<http://floragon.ipe.csic.es/index.php>
- ❖ Goñi, D.; Reiné, R. y Roig, S. (2019): *Selección y descripción de variables ecológicas que permitan diagnosticar el estado de conservación del parámetro 'Estructura y función' de los diferentes tipos de hábitat de prados y pastizales sensu lato*. Serie

- “Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat”. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid, 49 pp.
- ❖ Grant, C. D. (2006): State and transition successional model for bauxite mining rehabilitation in the jarrah forest of western Australia. In: *Restoration Ecology*, 14, pp. 28-37.
  - ❖ Hall, K.; Boelhomers, J. & Driscoll, K. (1999): *Animals as erosion agents in the alpine zone: Some data and observations from Canada, Lesotho, and Tibet*. *Artic, Antarctic and Alpine Research*, 31(4), pp. 436-466.
  - ❖ Hester, A. J.; Mitchell, F. J. G. & Kirby, K. J. (1996): *Effects of season and intensity of sheep grazing on tree regeneration in a British upland Woodland*. *Forest Ecology Management*, 88(1-2), pp. 99-106.
  - ❖ IAEST (2000): Valores normales de temperaturas, mensuales y anuales, por estaciones medidoras. Aragón. Periodo 1961-1990. En: *Valores normales de precipitación y temperatura de la red climatológica (1961-1990)*. Serie monografías. (Instituto Nacional de Meteorología). Obtenido de:  
<https://www.aragon.es/documents/20127/4923652/04030311.xls/d64f02c5-b61e-04e1-d9fc-720825ea245e?t=1570020439580>
  - ❖ Ibarra, P. y De La Riva, J. (1994): Dinámica de la cubierta del suelo como resultado de la despoblación y de la intervención del Estado: el Valle de la Garcipollera (Huesca). En: *Pueblos abandonados ¿un mundo perdido?* (Acín, J. L. y Pinilla, V. Eds.). Rolde de Estudios Altoaragoneses, pp. 117-140, Zaragoza. Obtenido de:  
[https://jolube.files.wordpress.com/2008/04/ibarra\\_riva\\_1995\\_garcipollera.pdf](https://jolube.files.wordpress.com/2008/04/ibarra_riva_1995_garcipollera.pdf)
  - ❖ IBM Corp. (2019): *IBM SPSS Statistics for Windows, version 26.0*. Armonk, NY: IBM Corp.
  - ❖ Kirkpatrick, J. B.; Marsden-Smedley, J. B.; Di Folco, M. B. & Leonard, S. W. J. (2016): *Influence of grazing and vegetation type on post-fire floristic and lifeform composition in Tasmania, Australia*. In: *Plant Ecology*, 217, pp. 57-69. Obtenido de:  
<https://doi.org/10.1007/s11258-015-0559-4>
  - ❖ Lampre, F. (1990): Geomorfología del Alto Valle del río Aragón, pp. 14-26. En: *Por el valle del río Aragón*. Prames, Zaragoza.



- ❖ Lasanta, T.; Errea, M. P.; Bouzebboudja, M. R. y Medrano, L. M. (2013): *Pastoreo y desbroce de matorrales en Cameros Viejo*. Instituto de Estudios Riojanos, 186 pp. (Ciencias de la Tierra; 30). ISBN 978-84-9960-046-8.
- ❖ Lasanta, T.; Vicente, S. M. & Cuadrat, J. M. (2005): Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. In: *Applied Geography*, 25, pp. 47-65.
- ❖ Lécivain, E. & Beylier, B. (2004): *Technique de réouverture d'une colline embroussaillée adaptée au comportement des troupeaux*. Options Méditerranéennes, 62, pp. 233-238.
- ❖ LIFE MIDMACC (13 de Diciembre de 2019). *1ª reunión del Comité de Actores de Aragón (Jaca, Aragón). Resumen de las aportaciones*. Extraído el 20 de Julio de 2021 desde [https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2020/03/20191204\\_LIFEMIDMACC\\_InformeResumenCRAragon\\_v3\\_Web.pdf](https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2020/03/20191204_LIFEMIDMACC_InformeResumenCRAragon_v3_Web.pdf)
- ❖ Linn, J. G. & Martin, N. P. (1989): *Forage quality tests and interpretation*. University of Minnesota Extension Service Publication, St. Paul. Obtenido de: [https://conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/207442/MN2500\\_AGFO\\_2637\\_revised1989.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/207442/MN2500_AGFO_2637_revised1989.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- ❖ Lowman, B. G.; Swift, G. & Grant Sheila, A. (1984): *Grass height. A guide to grassland management*. ESCA, Technical, Note, nº 345 A/C.
- ❖ Ludwig, F.; De Kroon, H.; Berendse, F. & Prins, H. H. T. (2004): *The influence of savanna trees on nutrient, water and light availability and the understorey vegetation*. *Plant Ecology*, 170(1), pp. 93-104. Obtenido de: <https://www.researchgate.net/publication/306204171>
- ❖ Magurran, A. E. (1988): *Diversidad ecológica y su medición*. Princeton, NJ: Princeton University Press, 200 pp.
- ❖ Marcos, E.; Tárrega, R. & Luis, E. (2004): *Interactions between mediterranean shrub species eight years after experimental fire*. *Plant Ecology*, 170, pp. 235-241.
- ❖ Marinas, A. y García-González, R. (2008): Calidad nutritiva de los pastos pirenaicos. En: Fillat, F.; García-González, R.; Gómez, D. y Reiné, R. (2008): *Pastos del Pirineo*. CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). Madrid, Spain.

- ❖ McNaughton, S. J., Banyikwa, F. F. & McNaughton, M. M. (1997): Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. *Science*, 278, pp. 1.798-1.800. Obtenido de: <https://doi.org/10.1126/science.278.5344.1798>
- ❖ MIDMACC (2019): *MIDMACC. Adaptando la media montaña al cambio climático*. Obtenido de: <https://life-midmacc.eu/es/>
- ❖ Morán, D. K. (2009): *Efecto del encalado y la fertilización con lodos de depuradora urbana sobre la evolución edáfica, productiva y biodiversidad de un sistema silvopastoral desarrollado bajo Populus x canadensis en el noroeste de España*. Tesis doctoral. Departamento de Producción Vegetal. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- ❖ Moreno, G.; Obrador, J. J.; García, E.; Cubera, E.; Pulido, F. & Dupraz, C. (2007): *Driving competitive and facilitative interactions in oak dehesas through management practices*. *Agroforest Syst.*, 70, pp. 25-40. Obtenido de: <https://www.researchgate.net/publication/306204171>
- ❖ Naciones Unidas (2021): *Objetivos de Desarrollo Sostenible*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/>
- ❖ Nadal, E.; Foronda, A.; Lasanta, T.; Pueyo, Y.; Zabalza, J.; Reiné, R.; Barrantes, O. & Vicente Serrano, S. (2019): *Implementation of the scrubland clearing pilot experiences*. Deliverable 6. LIFE MIDMACC. Obtenido de: [https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2020/11/LIFEMIDMACC\\_DL6\\_DescriptionScrublandClearing\\_v4\\_final.pdf](https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2020/11/LIFEMIDMACC_DL6_DescriptionScrublandClearing_v4_final.pdf)
- ❖ Nuche, P.; Gartzia, M.; Vilellas, J.; Reiné, R. & Alados, C. L. (2018): Assessment of prescribed fire and cutting as means of controlling the invasion of subalpine grasslands by *Echinopartum horridum*. In: *Applied Vegetation Science*, 21, pp. 198-206. Obtenido de: <https://doi.org/10.1111/avsc.12354>
- ❖ Olivares, A.; Castillo, H. y Potter, W. (1989): Cambios en el contenido de humedad, composición botánica y producción de fitomasa en la pradera anual mediterránea bajo la influencia del espino (*Acacia caven* (Mol.) Mol). En: *Avances en Producción Animal*, 14(1-2), pp. 41-62.
- ❖ Osoro, K. (1987): *Valor nutritivo y utilización de los pastos de montaña*. Información Técnica. Obtenido de: <http://www.serida.org/pdfs/715.pdf>

- ❖ Pardini, A. (2009): *Agroforestry systems in Italy: Traditions towards modern management*. *Agroforestry in Europe*, 6, pp. 252-267. Springer The Netherland.
- ❖ Pascual, D.; Pla, E.; Nadal-Romero, E.; Lasanta, T.; Zabalza, J.; Foronda, A.; Pueyo, Y.; Reiné, R.; Barrantes, O.; Lana-Renault, N. & Ruiz, P. (2021): *Report with the 1st year monitoring results of the implementation action C2*. Deliverable 14 LIFE MIDMACC. Obtenido de: [https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2022/01/LIFEMIDMACC\\_DL14\\_MonitoringC2\\_2021\\_v2.pdf](https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2022/01/LIFEMIDMACC_DL14_MonitoringC2_2021_v2.pdf)
- ❖ Pascual, D.; Pla, E.; Nadal-Romero, E.; Lasanta, T.; Zabalza, J.; Pueyo, Y.; Foronda, A.; Reiné, R. & Barrantes, O. (2020): *Implementation of the forest management pilot experiences*. Deliverable 5. LIFE MIDMACC. Obtenido de: [https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2020/11/LIFEMIDMACC\\_DL5\\_DescriptionForestPilotExp\\_v5\\_Final.pdf](https://life-midmacc.eu/wp-content/uploads/2020/11/LIFEMIDMACC_DL5_DescriptionForestPilotExp_v5_Final.pdf)
- ❖ Peco, B.; Traba, J.; Levassor, C.; Sánchez, A. & Azcárate, F. (2003): *Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrublands*. *Seed Science Research*, 13(1), pp. 87-95. Obtenido de: <https://doi.org/10.1079/SSR2002127>
- ❖ Pentón, G. (2000): *Efecto de la sombra de los árboles sobre el pastizal en un sistema seminatural*. Tesis de maestría en Pastos y Forrajes. Universidad de Matanzas, Camilo Cienfuegos. Cuba.
- ❖ Pérez, M. E.; García, A.; García, B. & Vázquez, B. (1995): *Patterns of aboveground herbage production and nutritional quality structure on semiarid grasslands*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26(9-10), pp. 1.323-1.341. Obtenido de: <https://www.researchgate.net/publication/306204171>
- ❖ Pielou, E. C. (1969): *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York, 286 p.
- ❖ Ramírez, R. G.; Neira, R. R.; Ledezma, R. A. & Garibaldi, C. A. (2000): *Ruminal digestion characteristics and effective degradability of cell wall of browse species from northeastern Mexico*. *Small Rumin. Res.*, 36(1), pp. 49-55. Obtenido de: [https://doi.org/10.1016/S0921-4488\(99\)00113-3](https://doi.org/10.1016/S0921-4488(99)00113-3)
- ❖ Raunkiaer, C. (1934): *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press. Oxford. Obtenido de: <https://www.jardinalpindulautaret.fr/sites/sajf/files/pdf/Raunkiaer1934.pdf>

- ❖ Red Natura 2000 (2012): *Standard Data Form Site ES2410014 (Garcipollera-Selva de Villanúa)*. Obtenido de:  
<https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=ES2410014>
- ❖ Red Natural de Aragón (2010): *Lugar de Importancia Comunitaria Garcipollera - Selva de Villanúa*. Obtenido de:  
[https://www.jaca.es/sites/default/files/paneles\\_de\\_la\\_garcipollera\\_pdf.pdf](https://www.jaca.es/sites/default/files/paneles_de_la_garcipollera_pdf.pdf)
- ❖ Reiné, R. J. (2002): *Composición del banco de semillas del suelo en prados pirenaicos y alpinos*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- ❖ Reiné, R. (2009): 6510 Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 60 p. Obtenido de:  
[http://www.iolube.es/Habitat\\_Espana/documentos/6510.pdf](http://www.iolube.es/Habitat_Espana/documentos/6510.pdf)
- ❖ Reiné, R.; Vílchez, C.; Broca, A.; Maestro, M.; Barrantes, O.; Chocarro, C.; Juárez, A. y Ferrer, C. (2012): Calidad de prados en el Pirineo de Huesca: valoración mediante análisis botánicos y químicos. En: *Nuevos retos de la ganadería extensiva: un agente de conservación en peligro de extinción*, pp. 461-467. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, Madrid. Obtenido de:  
[https://www.researchgate.net/publication/339941676\\_Calidad\\_de\\_prados\\_en\\_el\\_Pirineo\\_de\\_Huesca\\_valoracion\\_mediante\\_analisis\\_botanicos\\_y\\_quimicos](https://www.researchgate.net/publication/339941676_Calidad_de_prados_en_el_Pirineo_de_Huesca_valoracion_mediante_analisis_botanicos_y_quimicos)
- ❖ Revilla R.; D'Hour P.; Thénard V. & Petit, M. (1995): *Pâturage des zones de pinèdes par des bovins. 2<sup>èmes</sup> Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*, Paris, pp. 61-64.
- ❖ Rico, M. y Puerto, A. (1988): Estructura básica generada por el arbolado en pastos semiáridos (ecosistemas de dehesa). En: *Pastos*, XVIII-XIX (1,2), pp. 13-18. Obtenido de: <http://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/1164>
- ❖ Riedel, J. L. F. (2007): *Bases para la gestión sostenible del Parque de la Sierra y Cañones de Guara: interacciones entre la ganadería y la dinámica de la vegetación*. Tesis Doctoral Universidad de Zaragoza, España. 215 p. Obtenido de: [https://citarea.cita-aragon.es/citarea/bitstream/10532/3365/1/rep2016\\_034.pdf](https://citarea.cita-aragon.es/citarea/bitstream/10532/3365/1/rep2016_034.pdf)
- ❖ Rivas-Martínez, S.; Bascones, J. C.; Díaz, T. E.; Fernández González, F. y Loidi, J. (1991): Vegetación del Pirineo occidental y Navarra. En: *Itinera Geobotánica* (5), pp. 5-456.

Obtenido de:

[https://floramontiberica.files.wordpress.com/2013/02/itinerageobotanica\\_05\\_1991.pdf](https://floramontiberica.files.wordpress.com/2013/02/itinerageobotanica_05_1991.pdf)

- ❖ Rivas-Martínez, S.; Díaz, T. E.; Fernández, F.; Izco, J.; Loidi, J.; Lousã, M. y Penas, A. (2002a): Vascular plant communities of Spain and Portugal. Adenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Part I. En: *Itinera Geobotanica*, 15(1), pp. 5-432. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León. ISSN: 0213-8530. Obtenido de: [https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica\\_15\\_2002/](https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica_15_2002/)
- ❖ Rivas-Martínez, S.; Díaz, T. E.; Fernández, F.; Izco, J.; Loidi, J.; Lousã, M. y Penas, A. (2002b): Vascular plant communities of Spain and Portugal. Adenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Part II. En: *Itinera Geobotanica*, 15(2), pp. 433-922. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León. ISSN: 0213-8530. Obtenido de: [https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica\\_152\\_2002/](https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica_152_2002/)
- ❖ Rivas-Martínez, S.; Fernández, F.; Loidi, J.; Lousã, M. y Penas, A. (2001): Sintaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. En: *Itinera Geobotanica*, 14, pp. 5-341. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León. ISSN: 0213-8530. Obtenido de: [https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica\\_14\\_2001/](https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica_14_2001/)
- ❖ Roggero, P; Bagella, S. y Farina, R. (2002): *Un archivio dati di Indici specifici per la valutazione integrata del valore pastorale*. Rivista di Agronomia, 36, pp. 149-156. Obtenido de: [https://www.researchgate.net/publication/45070000.3011\\_Un\\_Archivio\\_dati\\_di\\_Indici\\_specifici\\_per\\_la\\_valutazioneintegrata\\_del\\_valore\\_pastorale](https://www.researchgate.net/publication/45070000.3011_Un_Archivio_dati_di_Indici_specifici_per_la_valutazioneintegrata_del_valore_pastorale)
- ❖ Sankaran, M.; Hanan, N.; Scholes, R. *et al.* (2005): *Determinants of woody cover in African savannas*. Nature, 438, pp. 846-849.
- ❖ San Miguel, A. (2001): *Pastos naturales españoles. Caracterización aprovechamiento y posibilidades de mejora*. Fundación Conde del Valle de Salazar. Mundi-Prensa, Madrid. Obtenido de: [http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/PUBLICACIONES/2001-2005/SanMiguel\\_2001\\_Pastos\\_naturales.pdf](http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/PUBLICACIONES/2001-2005/SanMiguel_2001_Pastos_naturales.pdf)
- ❖ San Miguel, A. (2012): *Índices de calidad de especies pastos (Valor Pastoral)*. Pascicultura y sistemas agroforestales. Universidad Politécnica de Madrid. Obtenido

de:

[http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/APUNTES\\_PRESENTACIONES/PA\\_SICULTURA%20Y%20SAF/Ind%20Calidad%20Sp%20Pastos\\_jul2012.pdf](http://www2.montes.upm.es/Dptos/Dsrn/SanMiguel/APUNTES_PRESENTACIONES/PA_SICULTURA%20Y%20SAF/Ind%20Calidad%20Sp%20Pastos_jul2012.pdf)

- ❖ San Miguel, A. (2019): *Establecimiento de una tipología específica de los ecosistemas de prados y pastizales sensu lato (prados, pastizales, pastos de puerto y, en su caso, los pastos arbustivos), en España*. Departamento de Sistemas y Recursos Forestales, Universidad Politécnica de Madrid.
- ❖ Semmartin, M.; Aguiar, M. R.; Distel, R. A.; Moretto, A. S. & Ghersa C. M. (2004): *Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along a precipitation gradient*. *Oikos*, 107, pp. 148-160.
- ❖ Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949): *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois (USA).
- ❖ Smith, R. y Smith, T. (2001): *Ecología*. Cuarta Edición, 642 pp. Pearson Educación. Madrid, España.
- ❖ Sørensen, T. J. (1948): *A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons*. København: I kommission hos E. Munksgaard.  
Obtenido de:  
[https://www.royalacademy.dk/Publications/High/295\\_S%C3%B8rensen,%20Thorvald.pdf](https://www.royalacademy.dk/Publications/High/295_S%C3%B8rensen,%20Thorvald.pdf)
- ❖ Stobbs, T. H. (1973a): *The effect of plant structure on the intake of tropical pastures. I. Variation in the bite of grazing cattle*. *Australian Journal of Agricultural Research*, 24, pp. 809-819.
- ❖ Stobbs, T. H. (1973b): *The effect of plant structure on the intake of tropical pastures. II. Differences in sward structure, nutritive value, and bite size of animals grazing *Setaria anceps* and *Chloris gayana* at various stages of growth*. *Australian Journal of Agricultural Research*, 24, pp. 281-289.
- ❖ The R Project for Statistical Computing (2021): *Rcmdr: R Commander. R package for Windows, version 4.0.4 (64 bit)*. The R Foundation for Statistical Computing.
- ❖ The R Project for Statistical Computing (2021): *RStudio. R package for Windows, version 2021.09.1 (64 bit)*. The R Foundation for Statistical Computing.

- ❖ Thornes, J. B. (2007): *Modelling soil erosion by grazing: recent developments and approaches*. Geographical Research, 45(1), pp. 13-26.
- ❖ Torrano, M<sup>a</sup>. L. (2001): *Utilización por el ganado caprino de espacios forestales invadidos por el matorral y su impacto sobre la vegetación del sotobosque*. Tesis Doctoral. Facultad de Veterinaria, Universidad de Zaragoza.
- ❖ Torrano, M<sup>a</sup>. L. & Valderrábano, J. (2004): *Review. Impact of grazing on plant communities in forestry areas*. Spanish Journal of Agricultural Research, 2, pp. 93-105.
- ❖ Trullenque, V. (2019): *Aprovechamiento pastoral de la chopera de Monzón: Caracterización y cuantificación de la producción herbácea actual y propuestas*. Trabajo Fin de Grado. Grado en Ciencias Ambientales, Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza (Huesca).
- ❖ Valdevira, A. y Balcells, E. (1986): *La pardina de Esporret como unidad empresarial de las Sierras meridionales*. Pirineos, 128, pp. 79-118.
- ❖ Valderrábano, J. & Torrano, M<sup>a</sup>. L. (2000): *The potential for using goats to control Genista scorpius shrubs in European black pine stands*. Forest Ecology and Management, 126, pp. 377–383.
- ❖ Van Soest, P. J. (1994): *Nutritional ecology of the ruminant*. 476 pp. Cornell University, New York.
- ❖ Van Soest, P. J.; Robertson, J. B. & Lewis, B. A. (1991): *Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition*. J. Dairy Sci., Vol. 74, pp. 3.583-3.597.
- ❖ Vílchez, M<sup>a</sup>. (2013): *Procedimientos botánicos para la estimación de la calidad forrajera de los prados de siega del Pirineo Aragonés*. Proyecto fin de carrera. Ingeniería Agrónoma, Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza, Huesca. Obtenido de: <https://zaguan.unizar.es/record/11623/files/TAZ-PFC-2013-382.pdf>
- ❖ Villafañe, A. (2014): *Plan Técnico de Gestión Silvopastoral de varios montes pertenecientes al ayuntamiento de Burgos*. Trabajo de Fin de Grado. Grado en Ingeniería Forestal y del Medio Natural, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid, Palencia.

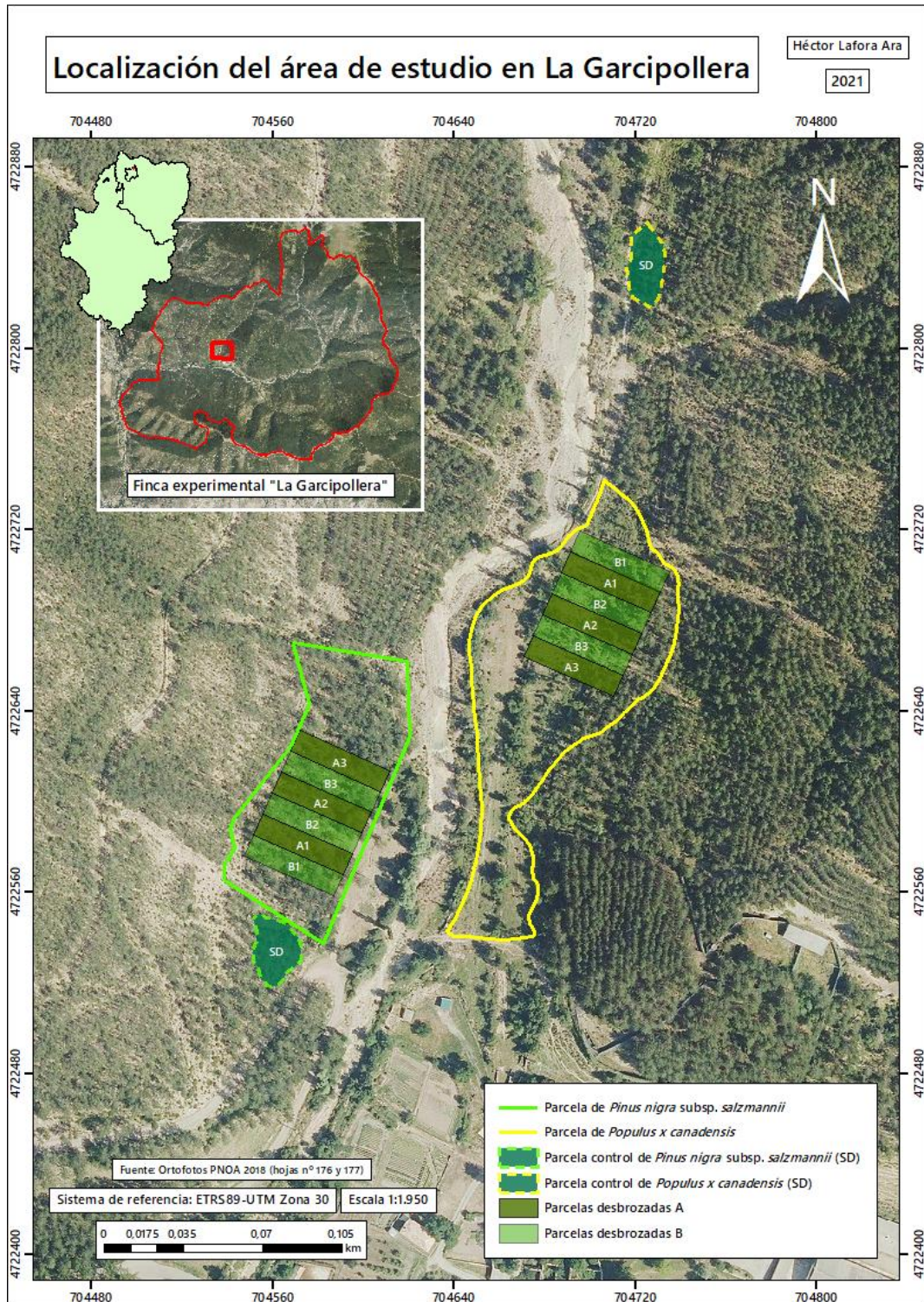
- ❖ Wilson, J. R. (1981): Environmental and nutritional factors affecting herbage quality. In: *Nutritional limits to animal production from pastures*. Proceedings international symposium, St. Lucia, Queensland, Australia. Ed.: J. B. Hacker, pp. 111-131 (Commonwealth Agricultural Bureaux: Farnham Royal, UK). Obtenido de: [https://agris.fao.org/agris-search/search.do;jsessionid=4A0E9E649A445433F72CFC397F03ED16?request\\_locale=f&recordID=US201302598811&query=&sourceQuery=&sortField=&sortOrder=&countryResource=&agrovocString=&advQuery=&centerString=&enableField](https://agris.fao.org/agris-search/search.do;jsessionid=4A0E9E649A445433F72CFC397F03ED16?request_locale=f&recordID=US201302598811&query=&sourceQuery=&sortField=&sortOrder=&countryResource=&agrovocString=&advQuery=&centerString=&enableField)
- ❖ Yera, J. y Ascaso, J. (2009): 6210 Pastos vivaces mesofíticos y mesoxerofíticos sobre sustratos calcáreos de *Festuco-Brometea*. En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 74 p. Obtenido de: [http://www.jolube.es/habitat\\_espana/documentos/6210.pdf](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/6210.pdf)
- ❖ Zulueta, J. y Allué, J. L. (1984): Pastos forestales. Problemas y expectativas en su investigación, pp. 817-875. En: *INIA (Ed.) I Asamblea Nacional de Investigación Forestal, III*. INIA. Madrid.



## 6. Anexos

### Anexo 1. Cartografía

#### Localización conjunta del área de estudio



Localización conjunta de la parcela de control y las parcelas desbrozadas en el pinar de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y en la chopera de *Populus x canadensis* (elaboración propia a partir de Pascual et al. (2020; 2021)).

## Anexo 2. Resultados

### 2.1. Listado de táxones

		Desbrozado Pinos	Desbrozado Chopos	Sin desbrozar Pinos	Sin desbrozar Chopos	
Herbáceas	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) Beauv.	X			
		<i>Avenula pratensis</i> (L.) Dumort.			X	
		<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv.	X	X	X	X
		<i>Briza media</i> L.		X		X
		<i>Bromus diandrus</i> Roth	X	X		
		<i>Bromus erectus</i> Huds.	X		X	
		<i>Bromus hordeaceus</i> L.	X			
		<i>Dactylis glomerata</i> L.	X	X	X	
		<i>Desmazeria rigida</i> (L.) Tutin		X		
		<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	X	X	X	X
		<i>Festuca rubra</i> L.	X	X	X	X
		<i>Hordeum murinum</i> Huds.	X			
		<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	X			
		<i>Phleum pratense</i> L.		X		
		<i>Poa pratensis</i> L.	X	X	X	X
	<i>Trisetum flavescens</i> (L.) Beauv.		X		X	
	Fabaceae	<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W.D.J. Koch			X	
		<i>Lathyrus aphaca</i> L.	X			
		<i>Lathyrus pratensis</i> L.			X	
		<i>Lotus corniculatus</i> L.	X	X	X	X
		<i>Medicago lupulina</i> L.	X	X	X	X
		<i>Medicago minima</i> (L.) L.				X
		<i>Medicago sativa</i> L.	X	X	X	
		<i>Tetragonolobus maritimus</i> (L.) Roth		X	X	
		<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	X	X		
		<i>Trifolium montanum</i> L.				X
		<i>Trifolium pratense</i> L.	X	X	X	X
		<i>Trifolium repens</i> L.	X	X	X	X
		<i>Vicia angustifolia</i> L.	X	X		
	<i>Vicia sepium</i> L.	X		X		
	Apiaceae	<i>Anthriscus silvestris</i> (L.) Hoffm.	X			
		<i>Daucus carota</i> L.	X		X	
		<i>Eryngium campestre</i> L.		X		
		<i>Seseli montanum</i> L.		X	X	X
	Asteraceae	<i>Bellis perennis</i> L.	X	X	X	X
		<i>Centaurea nigra</i> L.		X		X
		<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	X	X	X	X
		<i>Crepis albida</i> Vill.		X	X	
		<i>Hypochaeris radicata</i> L.		X	X	X
		<i>Jasonia tuberosa</i> (L.) DC.	X			X
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam. (sensu lato)		X	X			
<i>Pilosella officinarum</i> F.W. Sch. & Sch. Bip.		X	X	X	X	
<i>Senecio jacobaea</i> L.		X		X		
<i>Sonchus oleraceus</i> L.		X				
<i>Taraxacum officinale</i> Weber	X		X	X		
Boraginaceae	<i>Cynoglossum officinale</i> L.	X				
Caryophyllaceae	<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	X	X	X	X	
	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.		X			
	<i>Cerastium ramosissimum</i> Boiss.	X				
	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	X				
Clusiaceae	<i>Hypericum perforatum</i> L.	X			X	

Leñosas	<b>Convolvulaceae</b>	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	X	X		X
	<b>Cyperaceae</b>	<i>Carex divulsa</i> subsp. <i>leersii</i> (Kneuck.) W. Koch	X			
		<i>Carex flacca</i> Schreb.	X	X	X	X
		<i>Carex flava</i> L.		X		
		<i>Carex</i> L. spp.		X		X
	<b>Dipsacaceae</b>	<i>Cephalaria leucantha</i> (L.) Roem. & Schult.	X		X	
	<b>Gentianaceae</b>	<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds.	X	X	X	X
		<i>Centaurium erythraea</i> Rafn, Danm. Holst.	X	X	X	
	<b>Geraniaceae</b>	<i>Geranium dissectum</i> L.	X	X		X
	<b>Lamiaceae</b>	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	X	X		X
		<i>Prunella laciniata</i> (L.) L.		X		
		<i>Prunella vulgaris</i> L.	X	X		X
	<b>Orchidaceae</b>	<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce		X		
		<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.			X	
		<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb.			X	
	<b>Orobanchaceae</b>	<i>Orobanche gracilis</i> Sm.			X	
	<b>Plantaginaceae</b>	<i>Plantago lanceolata</i> L.	X	X	X	X
		<i>Plantago major</i> L.	X			
		<i>Plantago media</i> L.	X	X	X	X
	<b>Polygalaceae</b>	<i>Polygala vulgaris</i> L.	X	X	X	X
	<b>Ranunculaceae</b>	<i>Helleborus foetidus</i> L.		X		
		<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	X	X	X	X
	<b>Rosaceae</b>	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.				X
		<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch.				X
		<i>Potentilla reptans</i> L.	X	X		X
		<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	X	X	X	X
<b>Rubiaceae</b>	<i>Galium aparine</i> subsp. <i>spurium</i> (L.) Hartm.		X			
	<i>Galium lucidum</i> All.	X		X	X	
	<i>Galium verum</i> L.	X				
<b>Scrophulariaceae</b>	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	X	X			
	<i>Veronica verna</i> L.	X		X		
<b>Urticaceae</b>	<i>Urtica dioica</i> L.	X				
<b>Verbenaceae</b>	<i>Verbena officinalis</i> L.	X			X	
<b>Violaceae</b>	<i>Viola canina</i> L.	X	X	X	X	
<b>Fabaceae</b>	<i>Coronilla minima</i> L.			X		
	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	X		X		
	<i>Genista scorpius</i> (L.) DC.	X	X	X	X	
	<i>Ononis spinosa</i> L.			X	X	
<b>Buxaceae</b>	<i>Buxus sempervirens</i> L.	X		X	X	
<b>Caprifoliaceae</b>	<i>Lonicera etrusca</i> Santi	X		X		
	<i>Viburnum lantana</i> L.		X		X	
<b>Cornaceae</b>	<i>Cornus sanguinea</i> L.	X		X		
<b>Cupressaceae</b>	<i>Juniperus communis</i> L.		X	X	X	
<b>Fagaceae</b>	<i>Quercus humilis</i> Mill.			X		
<b>Oleaceae</b>	<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	X	X	X	X	
<b>Pinaceae</b>	<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>szalmannii</i> (Dunal) Franco			X	X	
<b>Ranunculaceae</b>	<i>Clematis vitalba</i> L.	X				
<b>Rosaceae</b>	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	X	X	X		
	<i>Prunus spinosa</i> L.		X	X	X	
	<i>Rosa canina</i> L.	X				
	<i>Rosa</i> L. spp.		X		X	
	<i>Rosa micrantha</i> Borrer ex Sm.			X		
	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	X	X	X	X	
<b>Sapindaceae</b>	<i>Acer campestre</i> L.			X		

Tabla 1: Flora identificada en los inventarios realizados en cada uno de los tratamientos.

## 2.2. Valoración botánica: Valor Pastoral

PINAR						
Parcelas desbrozadas (A)	VALOR PASTORAL		Parcela de control (SD)	VALOR PASTORAL		
	Especies herbáceas	Especies herbáceas y leñosas		Especies herbáceas	Especies herbáceas y leñosas	
G-PI-A1-1	28,85	28,71	G-PI-SD-1	26,69	24,28	
G-PI-A1-2	27,49	26,15	G-PI-SD-2	22,16	21,02	
G-PI-A1-3	46,15	43,93	G-PI-SD-3	30,46	26,66	
G-PI-A1-4	55,31	55,31	G-PI-SD-4	19,33	14,22	
G-PI-A2-1	28,27	28,27	G-PI-SD-5	29,07	17,70	
G-PI-A2-2	29,36	29,36	G-PI-SD-6	27,74	21,59	
G-PI-A2-3	20,26	18,01	G-PI-SD-7	37,24	24,46	
G-PI-A2-4	52,79	52,79	G-PI-SD-8	22,57	24,02	
G-PI-A3-1	22,61	22,04	G-PI-SD-9	23,80	19,03	
G-PI-A3-2	24,10	21,90	G-PI-SD-10	15,30	16,07	
G-PI-A3-3	24,82	24,47	G-PI-SD-11	20,09	19,45	
G-PI-A3-4	33,63	33,85	G-PI-SD-12	23,34	16,49	
n = 12	Mínimo	20,26	18,01	Mínimo	15,30	14,22
	Máximo	55,31	55,31	Máximo	37,24	26,66
	Media ± ES ( $\sigma_x$ )	32,8 ± 3,44	32,06 ± 3,53	Media ± ES ( $\sigma_x$ )	24,82 ± 1,68	20,42 ± 1,13

Tabla 2: Valor Pastoral, medias, errores estándar, mínimos y máximos en las parcelas desbrozadas y en la parcela de control del pinar (N = 12). "G-PI-AX-X" y "G-PI-SD-X" hacen referencia a los códigos de identificación de las réplicas o repeticiones de los muestreos correspondientes a los tratamientos A (desbroce) y SD (no desbroce).

CHOPERA						
Parcelas desbrozadas (A)	VALOR PASTORAL		Parcela de control (SD)	VALOR PASTORAL		
	Especies herbáceas	Especies herbáceas y leñosas		Especies herbáceas	Especies herbáceas y leñosas	
G-CH-A1-1	21,76	19,38	G-CH-SD-1	30,86	27,43	
G-CH-A1-2	28,13	22,77	G-CH-SD-2	25,69	12,45	
G-CH-A1-3	16,42	15,52	G-CH-SD-3	23,17	21,70	
G-CH-A1-4	41,20	34,55	G-CH-SD-4	26,09	23,26	
G-CH-A2-1	21,53	20,54	G-CH-SD-5	13,25	14,40	
G-CH-A2-2	28,33	27,06	G-CH-SD-6	30,88	23,53	
G-CH-A2-3	37,44	34,95	G-CH-SD-7	14,75	14,80	
G-CH-A2-4	38,66	37,29	G-CH-SD-8	15,49	15,10	
G-CH-A3-1	15,84	16,02	G-CH-SD-9	19,84	18,94	
G-CH-A3-2	42,91	33,91	G-CH-SD-10	14,90	15,03	
G-CH-A3-3	34,15	31,81	G-CH-SD-11	19,12	14,57	
G-CH-A3-4	40,12	33,33	G-CH-SD-12	13,79	12,87	
n = 12	Mínimo	15,84	15,52	Mínimo	13,25	12,45
	Máximo	42,91	37,29	Máximo	30,88	27,43
	Media ± ES ( $\sigma_x$ )	30,54 ± 2,85	27,26 ± 2,31	Media ± ES ( $\sigma_x$ )	20,65 ± 1,89	17,84 ± 1,43

Tabla 3: Valor Pastoral, medias, errores estándar, mínimos y máximos en las parcelas desbrozadas y en la parcela de control de la chopera (N = 12). "G-CH-AX-X" y "G-CH-SD-X" hacen referencia a los códigos de identificación de las réplicas o repeticiones de los muestreos correspondientes a los tratamientos A (desbroce) y SD (no desbroce).

2.3. Valoración químico-bromatológica: variables químico-bromatológicas e índices de calidad

		VALORACIÓN QUÍMICO-BROMATOLÓGICA											
		% s/materia seca (MS)								Índices de calidad			
		PB	Cenizas	Hemicelulosa	Celulosa	FND	FAD	LAD	CAD	kg MS/100 kg PV	%	VRF	
PINAR	Parcelas desbrozadas (A)	G-PI-A1-1	11,62	10,53	14,55	16,93	36,31	21,76	4,83	0,74	3,31	71,95	184,35
		G-PI-A1-2	12,19	10,63	14,31	18,28	37,16	22,85	4,57	0,67	3,23	71,10	178,00
		G-PI-A1-3	13,19	13,39	11,74	17,65	37,28	25,54	7,89	1,19	3,22	69,00	172,20
		G-PI-A1-4	11,53	12,05	30,83	32,44	68,47	37,65	5,21	1,32	1,75	59,57	80,93
		G-PI-A2-1	11,76	10,29	41,26	33,06	80,91	39,66	6,60	1,82	1,48	58,01	66,69
		G-PI-A2-2	11,87	10,26	31,22	26,85	62,58	31,35	4,50	1,11	1,92	64,48	95,85
		G-PI-A2-3	12,96	13,62	33,72	29,13	66,86	33,14	4,01	1,52	1,79	63,08	87,78
		G-PI-A2-4	11,85	12,35	24,03	25,96	55,06	31,03	5,07	1,45	2,18	64,73	109,35
		G-PI-A3-1	9,29	10,56	33,87	29,31	68,72	34,85	5,54	1,56	1,75	61,75	83,58
		G-PI-A3-2	10,96	10,43	38,46	28,92	72,19	33,73	4,81	1,29	1,66	62,62	80,70
		G-PI-A3-3	11,93	11,39	35,45	27,79	67,42	31,97	4,18	1,55	1,78	64,00	88,30
		G-PI-A3-4	11,49	10,54	27,03	26,12	58,95	31,91	5,80	1,43	2,04	64,04	101,06
	n = 12	Mínimo	9,29	10,26	11,74	16,93	36,31	21,76	4,01	0,67	1,48	58,01	66,69
	n = 12	Máximo	13,19	13,62	41,26	33,06	80,91	39,66	7,89	1,82	3,31	71,95	184,35
	n = 12	Media ± ES (σ <sub>x</sub> )	11,72 ± 0,28	11,34 ± 0,35	28,04 ± 2,85	26,04 ± 1,60	59,32 ± 4,32	31,29 ± 1,58	5,25 ± 0,32	1,3 ± 0,10	2,18 ± 0,19	64,53 ± 1,23	110,73 ± 12,17
	Parcela de control (SD)	G-PI-SD-1	11,27	9,61	28,70	24,46	61,37	32,66	8,20	1,02	1,96	63,45	96,19
		G-PI-SD-2	10,28	10,08	23,89	23,11	53,58	29,69	6,58	1,29	2,24	65,77	114,20
		G-PI-SD-3	11,02	9,32	33,58	28,62	68,14	34,56	5,94	1,15	1,76	61,98	84,61
		G-PI-SD-4	10,59	10,18	37,28	28,05	69,84	32,55	4,50	1,53	1,72	63,54	84,64
		G-PI-SD-5	11,58	9,12	34,80	25,67	66,95	32,16	6,48	1,22	1,79	63,85	88,72
		G-PI-SD-6	9,22	9,30	32,01	26,48	64,47	32,46	5,98	1,17	1,86	63,61	91,78
		G-PI-SD-7	9,55	9,31	29,04	25,26	60,76	31,72	6,46	0,96	1,97	64,19	98,27
		G-PI-SD-8	9,47	10,17	35,02	29,05	68,62	33,60	4,55	1,23	1,75	62,72	85,02
		G-PI-SD-9	9,28	8,34	37,27	30,12	72,12	34,85	4,72	1,19	1,66	61,75	79,66
G-PI-SD-10		9,08	10,24	36,04	27,09	68,47	32,43	5,34	1,28	1,75	63,64	86,47	
G-PI-SD-11		9,78	9,11	35,21	26,51	65,72	30,51	4,00	1,22	1,83	65,13	92,19	
G-PI-SD-12		9,94	8,54	38,26	30,35	71,40	33,14	2,78	1,13	1,68	63,09	82,20	
n = 12	Mínimo	9,08	8,34	23,89	23,11	53,58	29,69	4,00	0,96	1,66	61,75	79,66	
n = 12	Máximo	11,58	10,18	38,26	30,35	72,12	34,85	8,20	1,53	2,24	65,77	114,20	
n = 12	Media ± ES (σ <sub>x</sub> )	10,09 ± 0,25	9,44 ± 0,18	33,43 ± 1,24	27,07 ± 0,65	65,95 ± 1,52	32,53 ± 0,43	5,46 ± 0,42	1,2 ± 0,04	1,83 ± 0,05	63,56 ± 0,33	90,33 ± 2,70	

Tabla 4: Valores de las variables resultantes de la valoración químico-bromatológica en el laboratorio, medias, errores estándar, mínimos y máximos en las parcelas desbrozadas y en la parcela de control del pinar (N = 12). "G-PI-AX-X" y "G-PI-SD-X" hacen referencia a los códigos de identificación de las réplicas o repeticiones de los muestreos correspondientes a los tratamientos A (desbroce) y SD (no desbroce).

		VALORACIÓN QUÍMICO-BROMATOLÓGICA											
		% s/materia seca (MS)								Índices de calidad			
		PB	Cenizas	Hemicelulosa	Celulosa	FND	FAD	LAD	CAD	kg MS/100 kg PV	%	VRF	
CHOPERA	Parcelas desbrozadas (A)	G-CH-A1-1	10,10	15,86	26,79	23,30	57,99	31,19	7,90	4,12	2,07	64,60	103,63
		G-CH-A1-2	8,91	9,52	36,43	28,61	69,63	33,20	4,59	1,85	1,72	63,04	84,22
		G-CH-A1-3	9,90	11,59	25,68	24,39	56,92	31,23	6,84	2,03	2,11	64,57	105,54
		G-CH-A1-4	10,51	13,55	26,02	22,99	55,01	28,99	6,00	1,69	2,18	66,32	112,14
		G-CH-A2-1	9,53	19,64	23,75	23,35	55,77	32,02	8,67	5,83	2,15	63,96	106,67
		G-CH-A2-2	8,80	22,43	31,77	21,35	60,75	28,98	7,63	3,37	1,98	66,33	101,56
		G-CH-A2-3	10,93	15,82	27,28	21,60	54,64	27,36	5,76	2,23	2,20	67,59	115,07
		G-CH-A2-4	11,03	15,33	19,34	20,86	49,42	30,08	9,22	2,80	2,43	65,47	123,24
		G-CH-A3-1	9,22	27,55	28,31	20,68	53,71	25,41	4,73	4,73	2,23	69,11	119,69
		G-CH-A3-2	10,51	23,23	24,48	19,07	49,41	24,93	5,86	3,98	2,43	69,48	130,81
		G-CH-A3-3	11,40	12,25	25,75	24,94	56,57	30,82	5,87	3,20	2,12	64,89	106,71
		G-CH-A3-4	9,46	12,14	26,14	26,06	56,88	30,74	4,68	2,85	2,11	64,96	106,23
	n = 12	Mínimo	8,80	9,52	19,34	19,07	49,41	24,93	4,59	1,69	1,72	63,04	84,22
	n = 12	Máximo	11,40	27,55	36,43	28,61	69,63	33,20	9,22	5,83	2,43	69,48	130,81
	n = 12	Media ± ES (σ <sub>x</sub> )	10,02 ± 0,25	16,58 ± 1,59	26,81 ± 1,21	23,10 ± 0,76	56,39 ± 1,53	29,58 ± 0,74	6,48 ± 0,45	3,22 ± 0,36	2,14 ± 0,05	65,86 ± 0,58	109,63 ± 3,44
	Parcela de control (SD)	G-CH-SD-1	9,70	12,54	32,68	27,74	64,19	31,51	3,77	2,47	1,87	64,35	93,26
		G-CH-SD-2	10,17	11,98	32,62	27,86	64,81	32,19	4,34	2,33	1,85	63,82	91,61
		G-CH-SD-3	9,66	11,24	32,67	29,97	67,89	35,23	5,26	2,46	1,77	61,46	84,20
		G-CH-SD-4	8,77	10,23	34,02	31,65	70,04	36,03	4,38	2,01	1,71	60,84	80,80
		G-CH-SD-5	10,39	13,01	33,82	10,51	24,22	10,41		0,98	4,95	80,79	310,25
		G-CH-SD-6	9,49	11,05	33,25	29,68	66,59	33,34	3,65	2,97	1,80	62,93	87,92
		G-CH-SD-7	9,20	13,32	31,45	27,90	64,31	32,86	4,96	3,04	1,87	63,30	91,56
		G-CH-SD-8	9,19	11,53	30,07	27,78	65,96	35,88	8,11	2,38	1,82	60,95	85,95
		G-CH-SD-9	9,88	20,44	27,93	25,47	57,54	29,60	4,14	4,81	2,09	65,84	106,45
G-CH-SD-10		10,49	13,43	32,69	26,12	63,74	31,04	4,92	2,41	1,88	64,72	94,45	
G-CH-SD-11		8,86	19,18	28,37	23,55	57,43	29,06	5,51	3,56	2,09	66,26	107,32	
G-CH-SD-12		10,06	14,00	33,05	24,27	61,52	28,47	4,20	2,79	1,95	66,72	100,88	
n = 12	Mínimo	8,77	10,23	13,82	10,51	24,22	10,41	3,65	0,98	1,71	60,84	80,80	
n = 12	Máximo	10,49	20,44	34,02	31,65	70,04	36,03	8,11	4,81	4,95	80,79	310,25	
n = 12	Media ± ES (σ <sub>x</sub> )	9,65 ± 0,17	13,50 ± 0,91	30,22 ± 1,59	26,04 ± 1,57	60,69 ± 3,49	30,47 ± 1,97	4,84 ± 0,37	2,69 ± 0,26	2,14 ± 0,26	65,17 ± 1,53	111,22 ± 18,25	

Tabla 5: Valores de las variables resultantes de la valoración químico-bromatológica en el laboratorio, medias, errores estándar, mínimos y máximos en las parcelas desbrozadas y en la parcela de control de la chopera (N = 12). "G-CH-AX-X" y "G-CH-SD-X" hacen referencia a los códigos de identificación de las réplicas o repeticiones de los muestreos correspondientes a los tratamientos A (desbroce) y SD (no desbroce).

## 2.4. Resultados estadísticos

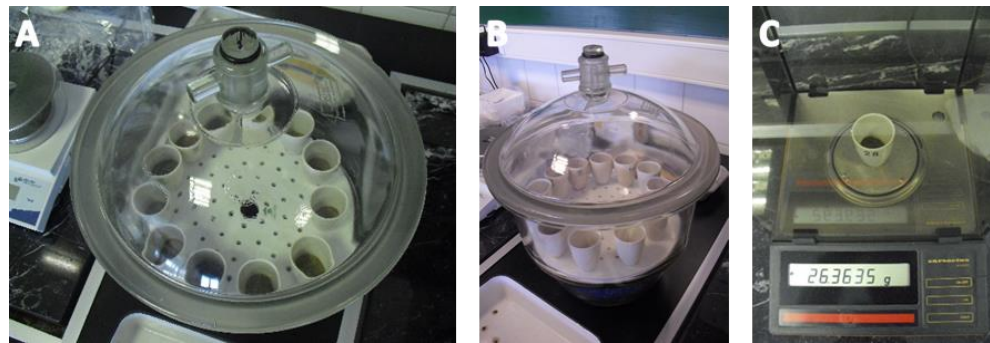
Variables				Desbrozado Pinos				Desbrozado Chopos				Sin desbrozar Pinos			Sin desbrozar Chopos							
				Máx.	Mín.	Media ± ES ( $\sigma_x$ )		Máx.	Mín.	Media ± ES ( $\sigma_x$ )		Máx.	Mín.	Media ± ES ( $\sigma_x$ )		Máx.	Mín.	Media ± ES ( $\sigma_x$ )				
Cobertura total (%)	Suelo desnudo			<0,001	12	50	0	12,50 ± 4,57	b	15	0	6,25 ± 1,64	a	40	3	14 ± 3,74	b	40	0	13,67 ± 3,71	b	
	Herbáceas			<0,001	12	100	46,94	83,69 ± 4,82	c	98	66,12	86,39 ± 3,11	c	70,59	18,58	46,70 ± 4,88	a	73,35	41,83	60,39 ± 2,99	b	
	Leñosas			<0,001	12	13,66	0	3,81 ± 1,19	a	20,88	0	7,36 ± 2	b	67,95	9,41	39,30 ± 5,28	d	58,17	9,43	25,94 ± 4,18	c	
Cobertura relativa de familias botánicas (% del total de la vegetación)	Gramíneas			<0,001	12	72,73	51,28	64,60 ± 2,26	b	47,13	29,90	35,89 ± 1,37	a	52,38	10,70	31,25 ± 4,29	a	45,76	21,43	34,68 ± 2,20	a	
	Leguminosas	Total			<0,001	12	36,53	0,94	7,63 ± 2,79	a	33,33	5,49	15,64 ± 2,51	b	69,08	21,57	40,50 ± 4,43	d	50,77	17,39	28,94 ± 3,05	c
		Herbáceas			<0,001	12	36,53	0	6,95 ± 2,82	b	32,35	4,52	13,83 ± 2,67	c	19,01	0	4,11 ± 1,71	a	17,86	0	3,95 ± 1,74	a
		Leñosas			<0,001	12	6,12	0	0,68 ± 0,51	a	6,71	0	1,81 ± 0,79	a	68,12	7,84	36,39 ± 4,99	c	50	13,04	24,98 ± 3,47	b
	Otras familias	Total			<0,001	12	39,73	11,87	27,77 ± 2,38	a	61,54	36,76	48,47 ± 2,60	c	42,86	10,06	28,25 ± 3,40	a	49,69	10,77	36,38 ± 3,38	b
		Herbáceas			<0,001	12	35,90	11,87	23,89 ± 2,01	a	56,04	24	42,22 ± 2,79	c	31,37	8,81	19,35 ± 2,13	a	49,69	10	32,43 ± 3,53	b
Leñosas			<0,001	12	16,07	0	3,88 ± 1,42	a	18,29	0	6,26 ± 1,71	ab	26,74	0,46	8,90 ± 2,49	b	11,08	0	3,95 ± 1,31	a		
Cobertura relativa de formas de vida de Raunkiaer (% del total de la vegetación)	Fanerófitos	Macrofanerófitos			<0,01	12	13,10	0	3,64 ± 1,24	ab	14,86	0	5,92 ± 1,55	b	20,41	0,46	6,37 ± 1,71	b	11,08	0	3,60 ± 1,37	a
		Nanofanerófitos			<0,001	12	4,08	0	0,71 ± 0,38	a	9,14	0	2,15 ± 0,98	b	67,63	6,86	35,36 ± 6	d	46,92	12,58	23,63 ± 3,32	c
		Caméfitos			<0,001	12	2,04	0	0,22 ± 0,17	a	0	0	0 ± 0	a	20,59	0	3,57 ± 1,64	c	12,58	0	1,70 ± 1,06	b
	Hemicriptófitos			<0,001	12	97,47	61,19	87,59 ± 2,93	d	89,56	64,77	74,47 ± 2,48	c	86,27	21,31	52,70 ± 5,39	a	80,71	41,83	64,87 ± 3,57	b	
	Terófitos			<0,001	12	38,81	0	7,85 ± 3,01	b	32,38	4,95	17,01 ± 2,48	c	4,93	0	1,57 ± 0,36	a	17,70	0	6,20 ± 1,63	b	
	Geófitos			<0,01	12	0	0	0 ± 0	a	4,90	0	0,45 ± 0,41	b	2,14	0	0,43 ± 0,24	b	0	0	0 ± 0	a	
Riqueza (nº de especies)	Total			<0,01	12	24	14	17,92 ± 0,90	ab	25	19	21,25 ± 0,68	b	20	11	15,33 ± 0,82	a	20	7	16,42 ± 0,95	a	
	Herbáceas			<0,001	12	23	12	16 ± 0,88	bc	23	14	19,08 ± 0,72	c	15	6	10,75 ± 0,86	a	17	4	13,75 ± 0,97	ab	
	Leñosas			<0,001	12	5	0	1,92 ± 0,47	a	5	0	2,17 ± 0,47	a	7	3	4,58 ± 0,34	b	4	1	2,67 ± 0,28	ab	
Riqueza de familias botánicas (nº de especies)	Gramíneas			0,08378	12	7	2	4,25 ± 0,39	a	7	2	4 ± 0,39	a	4	1	2,50 ± 0,31	a	4	1	3,25 ± 0,28	a	
	Leguminosas	Total			0,1267	12	5	1	2,50 ± 0,38	a	5	1	3,42 ± 0,31	a	5	2	3,83 ± 0,30	a	4	1	2,42 ± 0,31	a
		Herbáceas			<0,05	12	4	0	2,17 ± 0,39	ab	4	1	3 ± 0,30	b	4	0	2 ± 0,33	ab	3	0	1,08 ± 0,31	a
		Leñosas			<0,001	12	2	0	0,33 ± 0,19	a	1	0	0,42 ± 0,15	a	3	1	1,83 ± 0,21	b	2	1	1,33 ± 0,14	ab
	Otras familias	Total			<0,01	12	17	5	11,17 ± 0,99	ab	18	10	13,83 ± 0,75	b	13	6	9 ± 0,59	a	14	4	10,75 ± 0,80	ab
		Herbáceas			<0,001	12	16	5	9,58 ± 0,80	b	15	8	12,08 ± 0,70	b	10	4	6,25 ± 0,65	a	12	3	9,42 ± 0,70	b
Leñosas			0,07082	12	5	0	1,58 ± 0,48	a	4	0	1,75 ± 0,39	a	4	1	2,75 ± 0,25	a	3	0	1,33 ± 0,33	a		
Riqueza de formas de vida de Raunkiaer (nº de especies)	Fanerófitos	Macrofanerófitos			0,2593	12	4	0	1,42 ± 0,40	a	3	0	1,58 ± 0,34	a	4	1	2,08 ± 0,26	a	3	0	1,08 ± 0,34	a
		Nanofanerófitos			<0,01	12	1	0	0,33 ± 0,14	a	2	0	0,58 ± 0,23	ab	2	1	1,58 ± 0,15	b	2	1	1,25 ± 0,13	ab
		Caméfitos			<0,001	12	1	0	0,17 ± 0,11	a	0	0	0 ± 0	a	2	0	0,92 ± 0,19	b	1	0	0,33 ± 0,14	ab
	Hemicriptófitos			<0,01	12	18	9	12,75 ± 0,80	b	17	10	13,42 ± 0,56	b	13	5	8,75 ± 0,78	a	13	4	11 ± 0,79	ab	
	Terófitos			<0,001	12	5	0	3,25 ± 0,46	a	9	3	5,50 ± 0,56	b	2	0	1,67 ± 0,19	a	5	0	2,75 ± 0,41	a	
Geófitos			<0,05	12	0	0	0 ± 0	a	1	0	0,17 ± 0,11	ab	2	0	0,33 ± 0,19	b	0	0	0 ± 0	a		
Índices de diversidad	Índice de Shannon (0,5-5)			<0,001	12	2,57	1,34	2,02 ± 0,10	ab	2,65	2,36	2,50 ± 0,02	c	2,37	1,33	1,85 ± 0,11	a	2,44	1,42	2,17 ± 0,09	b	
	Índice de Pielou (0-1)			0,8379	12	0,91	0,51	0,70 ± 0,03	a	0,87	0,77	0,82 ± 0,01	a	0,82	0,47	0,68 ± 0,03	a	0,86	0,65	0,78 ± 0,02	a	
Biomasa seca (kg MS/ha)	Herbácea			<0,001	12	2.245,28	150,28	849 ± 203,77	ab	2.600	400	1.050 ± 170,64	a	490	235,83	333,40 ± 19,48	a	1.680	400	853,33 ± 99,98	b	
	Leñosa (brotes tiernos)			<0,001	12	0	0	0 ± 0	a	88,80	0	18,37 ± 7,75	a	672,50	0	213,75 ± 59,72	b	820	0	191,67 ± 72,14	b	
Valoración botánica (Valor Pastoral)	Total de especies			<0,001	12	55,31	18,01	32,06 ± 3,53	c	37,29	15,52	27,26 ± 2,31	bc	26,66	14,22	20,42 ± 1,13	ab	27,43	12,45	17,84 ± 1,43	a	
	Especies herbáceas			<0,01	12	55,31	20,26	32,80 ± 3,44	b	42,91	15,84	30,54 ± 2,85	b	37,24	15,30	24,82 ± 1,68	ab	30,88	13,25	20,65 ± 1,89	a	
Valoración química-bromatológica	% s/ materia seca (MS)	Proteína bruta (PB)			0,4134	12	13,19	9,29	11,72 ± 0,28	a	11,40	8,80	10,02 ± 0,25	a	11,58	9,08	10,09 ± 0,25	a	10,49	8,77	9,65 ± 0,17	a
		Cenizas			<0,001	12	13,62	10,26	11,34 ± 0,35	ab	27,55	9,52	16,58 ± 1,59	c	10,24	8,34	9,44 ± 0,18	a	20,44	10,23	13,50 ± 0,91	bc
		Hemicelulosa			<0,05	12	41,26	11,74	28,04 ± 2,85	ab	36,43	19,34	26,81 ± 1,21	a	38,26	23,89	33,43 ± 1,24	b	34,02	13,82	30,22 ± 1,59	ab
		Celulosa			0,2413	12	33,06	16,93	26,04 ± 1,60	a	28,61	19,07	23,10 ± 0,76	a	30,35	23,11	27,07 ± 0,65	a	31,65	10,51	26,04 ± 1,57	a
		Fibra Neutro Detergente (FND)			<0,05	12	80,91	36,31	59,32 ± 4,32	ab	69,63	49,41	56,39 ± 1,53	a	72,12	53,58	65,95 ± 1,52	b	70,04	24,22	60,69 ± 3,49	a
		Fibra Ácido Detergente (FAD)			0,6099	12	39,66	21,76	31,29 ± 1,58	a	33,20	24,93	29,58 ± 0,74	a	34,85	29,69	32,53 ± 0,43	a	36,03	10,41	30,47 ± 1,97	a
		Lignina Ácido Detergente (LAD)			0,3888	12	7,89	4,01	5,25 ± 0,32	a	9,22	4,59	6,48 ± 0,45	a	8,20	2,78	5,46 ± 0,42	a	8,11	3,65	4,84 ± 0,37	a
		Cenizas Ácido Detergente (CAD)			<0,001	12	1,82	0,67	1,30 ± 0,10	a	5,83	1,69	3,22 ± 0,36	b	1,53	0,96	1,20 ± 0,04	a	4,81	0,98	2,69 ± 0,26	ab
	Índices de calidad	Ingestión de la Materia Seca (IMS)			0,4141	12	3,31	1,48	2,18 ± 0,19	a	2,43	1,72	2,14 ± 0,05	a	2,24	1,66	1,83 ± 0,05	a	4,95	1,71	2,14 ± 0,26	a
		Digestibilidad de la Materia Seca (DMS)			0,4468	12	71,95	58,01	64,53 ± 1,23	a	69,48	63,04	65,86 ± 0,58	a	65,77	61,75	63,56 ± 0,33	a	80,79	60,84	65,17 ± 1,53	a
Valor Relativo del Forraje (VRF)			0,483	12	184,35	66,69	110,73 ± 12,17	a	130,81	84,22	109,63 ± 3,44	a	114,20	79,66	90,33 ± 2,70	a	310,25	80,80	111,22 ± 18,25	a		

Tabla 6: Medias, errores estándar, mínimos, máximos, "p-values" resultantes de los G.L.M y resultados de la prueba post-hoc HSD Tukey de comparaciones múltiples entre medias observadas para cada una de las variables estudiadas referentes a la composición florística y diversidad vegetal, la producción de biomasa forrajera y la calidad forrajera del pasto en cada uno de los tratamientos (N = 12).



### Anexo 3. Determinación de la MS, cenizas, PB, FND y FAD (análisis químico-bromatológicos)

#### 3.1. Materia seca (MS) y cenizas



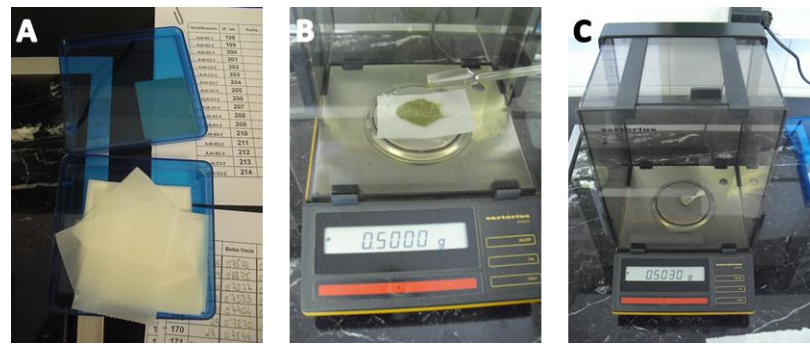
*A y B: Muestras secándose en el desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente; C: Peso del crisol con la muestra previamente desecada a 105 °C.*



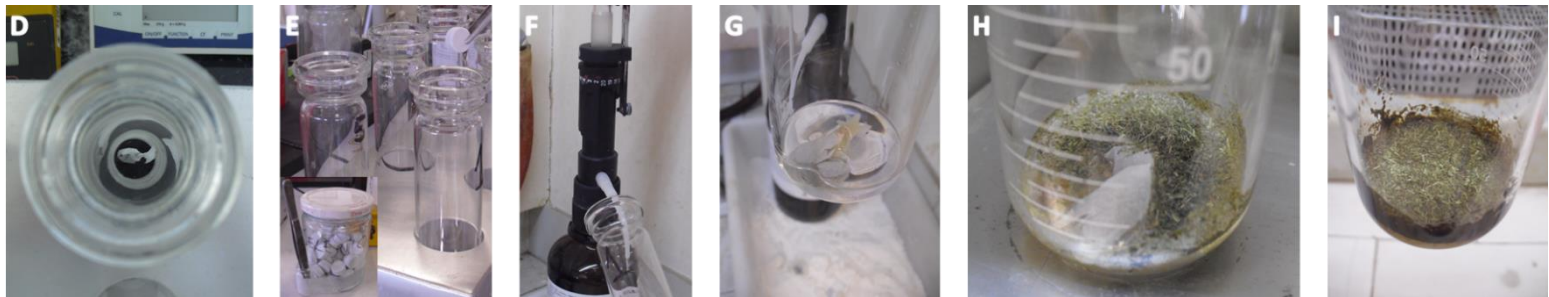
*D: Colocación de los crisoles con las muestras secas en el horno de mufla para su calcinación a 550 °C; E: Muestras secándose a temperatura ambiente en el desecador tras su salida del horno de mufla; F: Peso del crisol con las cenizas.*



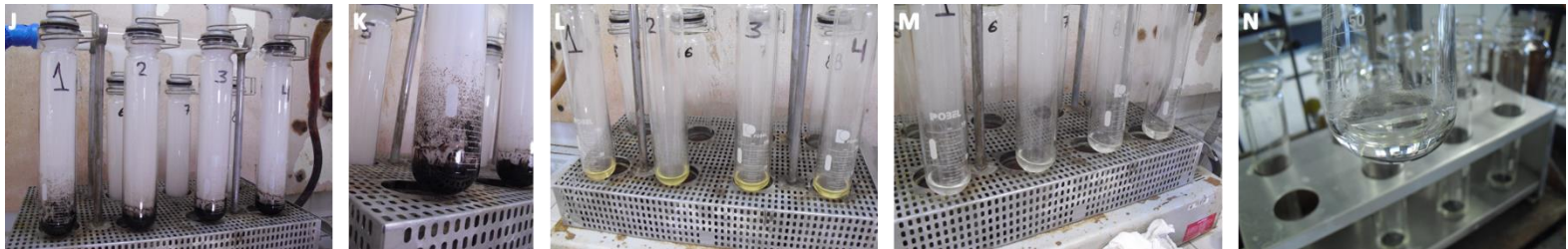
### 3.2. Proteína bruta (PB)



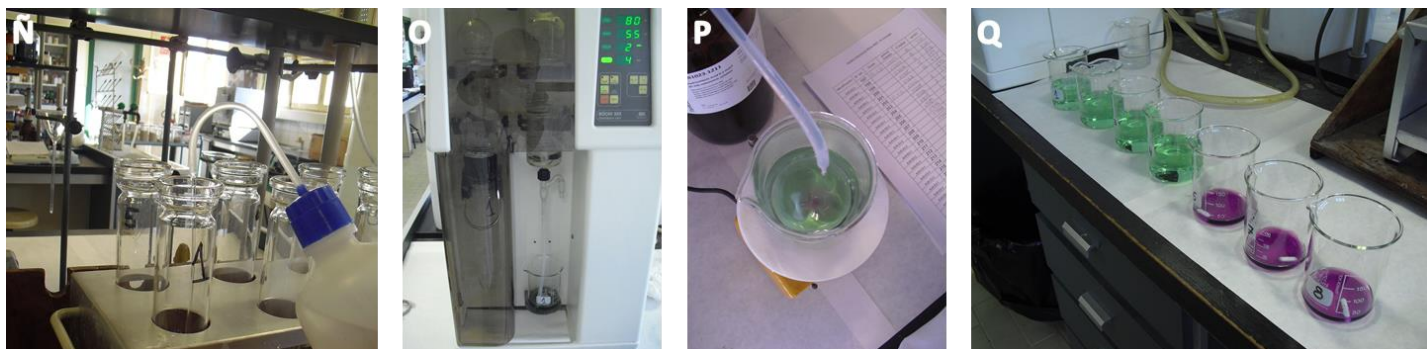
A: Papel libre de nitrógeno para el pesaje de las muestras; B y C: Pesaje de las muestras en balanza digital.



D: Muestra introducida en el tubo de digestión Kjeldahl; E: Adición del catalizador (selenio); F: Adición del H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado; G, H e I: Cambios que sufre la muestra durante las primeras etapas del proceso de digestión.

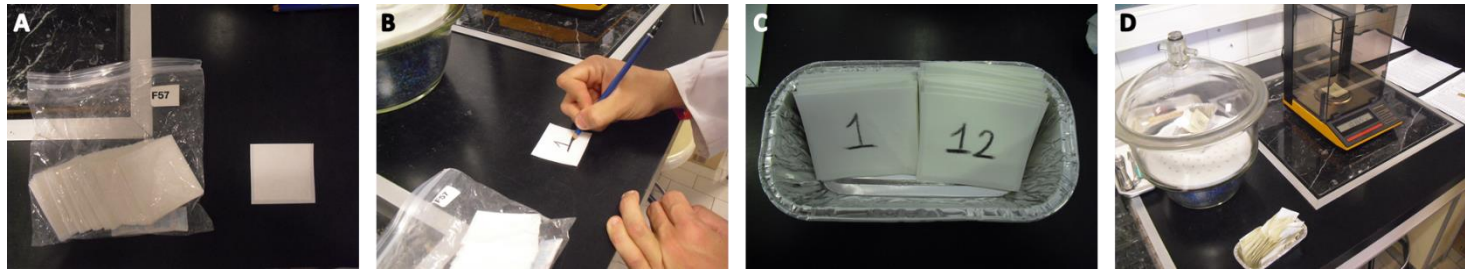


J, K, L, M y N: Etapas de la digestión que experimentan las muestras a lo largo del proceso.



Ñ: Adición del agua destilada a las muestras para su enfriamiento; O: Retención del líquido destilado durante el proceso de destilación; P y Q: Valoración del contenido del Erlenmeyer hasta su viraje a color violeta.

### 3.3. Fibra Neutro Detergente (FND) y Fibra Ácido Detergente (FAD)



*A: Bolsas de filtración; B y C: Etiquetado de las bolsas y ordenación en bandejas de aluminio; D: Pesaje de las muestras introducidas en las bolsas.*



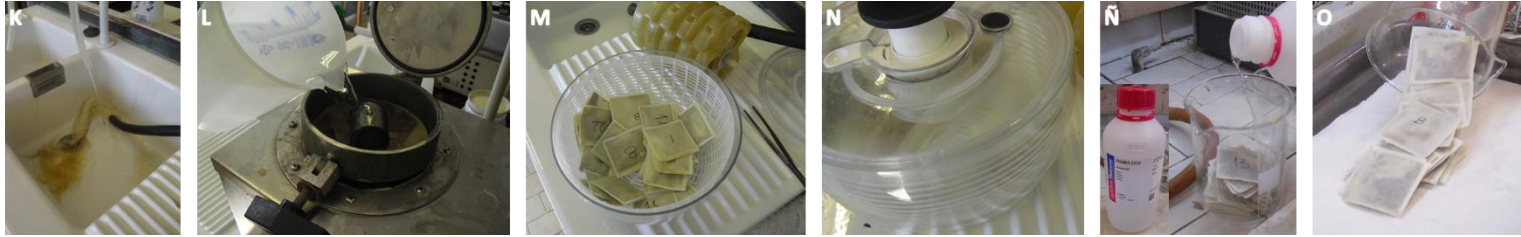
*E y F: Introducción del suspensor con las bolsas de filtración en el analizador de fibra.*



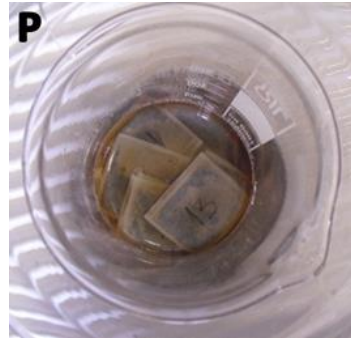
*G: Garrafa con la Solución Neutra Detergente; H: Frasco con enzima alfa-amilasa bacteriana estable al calor.*



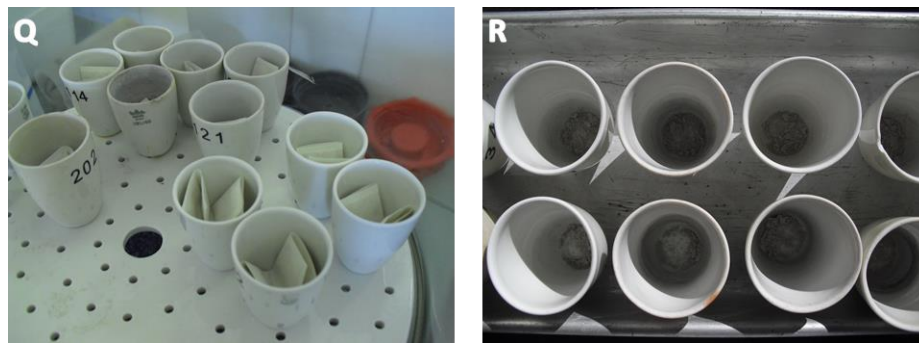
*I: Garrafa con la Solución Ácida Detergente; J: Vertido de la Solución Ácida Detergente sobre jarra dosificadora.*



*K: Salida de la solución caliente por el tubo de evacuación del depósito de digestión hacia el fregadero; L: Adición de agua caliente para los lavados; M y N: Traslado de las bolsas de filtración a un colador para eliminar el exceso de agua; Ñ: Deposición de las bolsas en un vaso de precipitados y adición de acetona hasta su completa inmersión; O: Esparcimiento de las bolsas de filtración sobre una bandeja metálica con papel secante para la evaporación total de la acetona.*



*P: Bolsas de filtración totalmente sumergidas en  $H_2SO_4$  concentrado durante el proceso de determinación de la FAD.*



*Q: Bolsas de filtración secándose a temperatura ambiente tras su secado previo en la estufa a 105 °C; R: Cenizas resultantes de la incineración de las bolsas a 550 °C.*