

Efeito do pastoreio de asininos na diversidade de artrópodes e na estrutura da vegetação lenhosa e herbácea na Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica (RBTMI)

Maiara Masiero Fianco

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária para
obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais
no âmbito da dupla diplomação com a Universidade
Tecnológica Federal do Paraná, Brasil.*

Orientada por

Professor Doutor João Paulo Miranda de Castro (IPB)
Professora Doutora Fabiani das Dores Abati Miranda (UTFPR)
Doutora Ana Maria Villa Serrano (IPB)

Bragança

2026

“Você não pode esperar construir um mundo melhor sem melhorar os indivíduos. Para esse fim, cada um de nós deve trabalhar para o seu próprio aperfeiçoamento e, ao mesmo tempo, compartilhar uma responsabilidade geral por toda a humanidade.”

Marie Curie

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos os que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e tornaram todo o caminho até aqui mais leve e tranquilo.

Agradeço aos meus orientadores, Fabiani Miranda, María Villa e João Paulo Castro, por todo o suporte durante a realização deste trabalho, pelas sugestões, pela constante disponibilidade e pela motivação e confiança depositadas em mim.

O meu muito obrigado aos colegas do Laboratório de Informação Geográfica, do Laboratório de Ecologia Terrestre e do projeto ASINIFIRE, pelo acolhimento e parceria diária, especialmente à Camila Lima pela ajuda nas identificações dos artrópodes. Ao Instituto Politécnico de Bragança, em especial à Escola Superior Agrária, agradeço pela contribuição para minha formação académica.

À UTFPR Dois Vizinhos, agradeço por me proporcionar um ensino de excelência e pelas pessoas incríveis que conheci ao longo de toda a caminhada. Aos amigos do PET Engenharia Florestal, à tutora Mada e aos demais professores e amigos que levarei pra vida. Aos amigos que Bragança e o IPB me trouxeram, meu muito obrigada por serem um apoio fundamental nesta etapa, por

E finalmente, às pessoas mais importantes da minha vida. Aos meus pais, Antonio José Fianco e Dulcinda Masiero Fianco, à minha irmã, Mariana Masiero Fianco, aos meus tios, primos e a toda minha família por estarem presentes, mesmo de longe, torcendo, apoiando e fazendo o impossível para me ver bem. Aos meus avós que, lá do céu iluminam e guiam o meu caminho. E ao meu parceiro de vida, Otávio Francé por partilhar comigo os momentos de alegria, por me ouvir, apoiar e fazer de mim uma pessoa melhor!

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto "ASINIFIRE: Asininos na Prevenção de Incêndios para a Resiliência Ecológica", referência PD24-00017, com o apoio do Programa Promove da Fundação "la Caixa", em colaboração com o BPI e com a Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT).



RESUMO

O bioma mediterrânico, embora ocupe apenas 2,2% da superfície terrestre global, configura-se como um *hotspot* de biodiversidade, ao abranger aproximadamente um sexto da flora mundial. Historicamente, a estabilidade ecológica e económica destas regiões tem sido sustentada por sistemas agroflorestais (SAFs), que integram a gestão de componentes lenhosas com atividades agrícolas e pastoris. Contudo, as últimas décadas registaram transformações socioeconómicas profundas, caracterizadas pelo êxodo rural e pelo envelhecimento populacional, resultando no abandono de práticas tradicionais de gestão do território. Este fenómeno induz a proliferação de matagais densos e a homogeneização da paisagem, que potenciam a acumulação de combustível vegetal. Consequentemente, observa-se um incremento na frequência e severidade dos incêndios florestais, que podem comprometer o funcionamento dos ecossistemas e a integridade do habitat. Neste contexto, a silvopastorícia surge como uma estratégia para o controlo de biomassa, contribuindo para a manutenção de faixas de gestão de combustível (*fuelbreaks*) e para a mitigação do risco e intensidade de incêndios.

O presente estudo teve como objetivo geral avaliar o efeito do pastoreio de asininos (*Equus asinus*) na biodiversidade de artrópodes e na estrutura vertical da vegetação, de habitat herbáceo e lenhoso em quatro parcelas dentro da Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica (RBTMI), localizadas no distrito de Bragança, em Portugal, e na província de Zamora em Espanha.

O período de pastoreio ocorreu de maio a agosto, coincidindo com a fase de maior acumulação de biomassa. Para a monitorização da vegetação em campo, utilizou-se o método de interceção de linha (transectos de 20 metros) para quantificar a cobertura vegetal e o biovolume, aliado ao método destrutivo de corte e pesagem para estimar a biomassa herbácea. Paralelamente, a monitorização por deteção remota foi realizada na parcela de São Joanico através de um Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT) equipado com o sensor LiDAR Zenmuse L1. O processamento dos dados permitiu a geração de Modelos de Altura do Dossel (CHM) e o cálculo do índice *Foliage Height Diversity* (FHD), utilizado para caracterizar a complexidade estrutural vertical da vegetação. A amostragem de artrópodes foi efetuada através de armadilhas de queda (*pitfall traps*) instaladas nos períodos pré e pós-pastoreio. Os espécimes foram identificados e agrupados por grupo funcional (predadores, fitófagos, parasitóides, omnívoros, decompositores e grupos com múltiplas funções).

Relativamente a comunidade de artrópodes, foram capturados 5.151 indivíduos, com predominância das ordens Hymenoptera (Formicidae), Coleoptera e Araneae. Através da PERMANOVA, observou-se que após o pastoreio houve uma alteração significativa na composição taxonómica ($p = 0,001$), embora a riqueza de espécies se tenha mantido estável nos matos e aumentado nos lameiros. O teste de diversidade beta indicou que a mudança na comunidade foi impulsionada maioritariamente pelo *turnover* de espécies (85-90%), sugerindo que o pastoreio poderá promover uma remodelação de nichos ecológicos sem induzir a redução da riqueza de espécies. Funcionalmente, observou-se uma redução na abundância de predadores em áreas abertas após a desfoliação, provavelmente devido à perda de refúgio e alteração do microclima, enquanto o grupo dos decompositores foi favorecido, potencialmente pela deposição de dejetos dos animais.

Os resultados indicam que o pastoreio por asininos influenciou significativamente a configuração estrutural dos habitats monitorizados. Observou-se uma redução drástica na biomassa herbácea total ($p < 0,001$), sendo o impacto proporcionalmente distribuído entre lameiros e matos. Contudo, a resposta do biovolume foi assimétrica: enquanto nos matos se registou uma tendência de desestruturação da arquitetura arbustiva devido ao impacto mecânico e ramoneio, os lameiros não apresentaram alterações estatisticamente significativas no biovolume ($p = 0,192$). A análise da cobertura vegetal revelou uma redução da fração herbácea e um incremento nas áreas de solo nu e manta morta, corroborando a eficácia do pastoreio na remoção de combustíveis finos.

Os dados derivados do sensor LiDAR confirmaram o impacto multiescalar da herbivoria. Verificou-se um comportamento bimodal na variância do perfil vertical, com efeitos pronunciados no raio de 2 metros (microescala de forrageamento) e no raio de 20 metros (unidade da paisagem). A análise SIMPER identificou que os estratos inferiores (0-75 cm) foram os que mais contribuíram para a mudança estrutural, com mais de 75% de dissimilaridade entre os períodos. É relevante notar que, apesar do consumo intenso de biomassa, as métricas do LiDAR registaram uma recuperação parcial da altura e do volume herbáceo após dois meses de exclusão animal, indicando a capacidade de rebrota das gramíneas mediterrânicas.

As conclusões deste trabalho sugerem que o pastoreio controlado com asininos de raças autóctones poderá ser uma ferramenta eficaz para a gestão sustentável de ecossistemas mediterrânicos sob risco de incêndio. A herbivoria por estes animais generalistas não apenas reduz a continuidade vertical e horizontal do combustível vegetal, como também induz a riqueza de espécies e a conservação da biodiversidade através da criação de clareiras. A integração de tecnologias avançadas, como o LiDAR, corrobora a utilidade de métricas tridimensionais para quantificar com precisão o impacto animal em escalas que superam as limitações dos inventários manuais de campo. Portanto, a implementação de modelos de gestão agrossilvopastoris baseados no pastoreio asinino pode fundamentar políticas públicas de resiliência ecológica e prevenção de incêndios rurais em áreas de interface urbano-florestal com características similares a esta.

Palavras-chave: Burro; Lameiros; Matos; Incêndios rurais; Gestão de combustível.

ABSTRACT

The Mediterranean biome, despite covering only 2.2% of the global terrestrial surface, represents a biodiversity hotspot, encompassing approximately one-sixth of the world's flora. Historically, the ecological and economic stability of these regions has been sustained by agroforestry systems (AFS), which integrate the management of woody components with agricultural and pastoral activities. However, recent decades have witnessed profound socioeconomic transformations characterized by rural exodus and population aging, resulting in the abandonment of traditional land management practices. This phenomenon induces the proliferation of dense shrublands and landscape homogenization, which enhance the accumulation of vegetation fuel. Consequently, an increase in the frequency and severity of wildfires has been observed, potentially compromising ecosystem functioning and habitat integrity. In this context, silvopastoralism emerges as a strategic tool for biomass control, contributing to the maintenance of fuelbreaks and the mitigation of fire risk and intensity.

The overall objective of this study was to evaluate the effect of donkey (*Equus asinus*) grazing on arthropod biodiversity and vertical vegetation structure within both herbaceous and woody habitats. Research was conducted across four plots in the Meseta Ibérica Transboundary Biosphere Reserve (RBTMI), located in the Bragança district (Portugal) and Zamora province (Spain).

The grazing period occurred from May to August, coinciding with the phase of maximum dry biomass accumulation. For field vegetation monitoring, the line-intercept method (20-meter transects) was used to quantify plant cover and biovolume, complemented by the destructive clipping and weighing method to estimate herbaceous biomass. Concurrently, remote sensing monitoring was performed in the São Joanico plot using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV) equipped with a Zenmuse L1 LiDAR sensor. Data processing enabled the generation of Canopy Height Models (CHM) and the calculation of the Foliage Height Diversity (FHD) index, used to characterize the vertical structural complexity of the vegetation. Arthropod sampling was conducted using pitfall traps installed during the pre- and post-grazing periods. Specimens were identified and categorized by functional group (predators, phytophagous, parasitoids, omnivores, decomposers, and multiple-guild groups).

Regarding the arthropod community, 5,151 individuals were captured, with a predominance of the orders Hymenoptera (Formicidae), Coleoptera, and Araneae. PERMANOVA analysis revealed a significant shift in taxonomic composition after grazing ($p=0.001$), although species richness remained stable in shrublands and increased in wet pastures. Beta diversity partitioning indicated that the community shift was primarily driven by species turnover (85-90%), suggesting that grazing promotes the remodeling of ecological niches without inducing a reduction in species richness. Functionally, a reduction in predator abundance was observed in open areas following defoliation, likely due to the loss of refuge and microclimate alteration, whereas the decomposer group was favored, potentially by the deposition of animal dung.

The results indicate that donkey grazing significantly influenced the structural configuration of the monitored habitats. A drastic reduction in total herbaceous biomass was observed ($p < 0.001$), with the impact being proportionally distributed between wet pastures (lameiros) and shrublands (matos). However, the phytovolume response was asymmetric: while shrublands exhibited a trend toward the destructuring of shrub architecture due to mechanical impact and browsing, the wet pastures showed no statistically significant changes in phytovolume ($p = 0.192$), suggesting high structural resilience. Vegetation cover analysis revealed a reduction in the herbaceous fraction and an increase in bare soil and leaf litter areas, corroborating the efficacy of grazing in removing fine fuels.

Data derived from the LiDAR sensor confirmed the multiscale impact of herbivory. A bimodal behavior was observed in vertical profile variance, with pronounced effects at the 2-meter radius (foraging microscale) and the 20-meter radius (landscape unit). SIMPER analysis identified that the lower strata (0–25 cm) were the primary biomarkers of structural change, contributing over 75% to the dissimilarity between periods. Notably, despite intense biomass consumption, LiDAR metrics recorded a partial recovery of herbaceous height and volume after a two-month exclusion period, highlighting the regrowth capacity of Mediterranean grasses.

The findings of this study suggest that controlled grazing with autochthonous donkey breeds constitutes an effective "fire-smart" tool for the sustainable management of Mediterranean ecosystems at risk of fire. Herbivory by these generalist animals not only reduces the vertical and horizontal continuity of vegetation fuel but also promotes species richness and biodiversity conservation through gap creation and the reduction of competitive dominance. The integration of advanced technologies, such as LiDAR, confirms the utility of three-dimensional metrics for accurately quantifying animal impact at scales that exceed the limitations of traditional manual field inventories. Consequently, implementing agrosilvopastoral management models based on donkey grazing can provide a foundation for public policies aimed at ecological resilience and rural fire prevention in wildland-urban interface areas with similar characteristics.

Keywords: Donkey; Meadows; Scrublands; Wildfires; Fuel management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da capacidade de resistência ao fogo e tempo de recuperação da vegetação - Europa	10
Figura 2 – Rede secundária da Faixa de Gestão de Combustível.	12
Figura 3 - Triângulo CSR, esquema de estratégia ecológica.	16
Figura 4 – Esquema básico de uma armadilha pitfall.	22
Figura 5 - Instalação de (a) bebedouro e (b) manjedoura para os animais.....	29
Figura 6 - Localização da área de estudo.	30
Figura 7 - Desenho amostral e recolha de campo.	31
Figura 8 - Triagem e identificação dos espécimes em laboratório.....	32
Figura 9 - Recolha e processamento da biomassa herbácea.....	33
Figura 10 - Abundância média por armadilha de queda ($\pm$ erro padrão) das famílias agrupadas por ordens.....	41
Figura 11 - Partição da diversidade, com Índice de Sørensen.	43
Figura 12 - Efeito do pastoreio na diversidade de artrópodes e cobertura de amostragem....	44
Figura 13 - Gráfico de estabilidade trófica.....	45
Figura 14 - Composição funcional da comunidade de artrópodes.	46
Figura 15 - Escalonamento multidimensional não métrico para os grupos funcionais.....	46
Figura 16 - Modelos ajustados para a resposta da abundância de Predadores (a), Parasitoides (b), Fitófagos (c), Omnívoros (d), Decompositores (e) e Múltiplas funções (f).	47
Figura 17 - Efeito do pastoreio na biomassa herbácea. Linhas verticais representam intervalos de confiança a 95%. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças significativas entre habitats, pré e pós pastoreio.	48
Figura 18 - Efeito do pastoreio no biovolume. Linhas verticais representam intervalos de confiança a 95%.	49
Figura 19 - Efeito do pastoreio na cobertura vegetal.	51
Figura 20 - Espécies indicadoras: Cistus nos matos, Cytisus nos lameiros e Genista em ambos os habitat.	52
Figura 21 - Variância do perfil vertical da vegetação em função da escala.	54
Figura 22 - Contribuição dos estratos para alteração na estrutura vertical.	54

LISTA DE SIGLAS

ASINIFIRE – Asininos na Prevenção de Incêndios para a Resiliência Ecológica

CHM – *Canopy Height Model* - Modelo de Altura de Copa

CNP – Contribuições da Natureza para as Pessoas

EMM – Médias Marginais Estimadas

FGC – Faixas de Gestão de Combustível

FHD – *Foliage Height Diversity* - Diversidade da Altura Foliar

GLM – Modelo Linear Generalizado

GLMM – Modelo Linear Misto Generalizado

GNSS – Sistema Global de Navegação por Satélite

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas

IoT – Internet of Things – Internet das Coisas

LiDAR – *Light Detection and Ranging*

MDS/DSM – Modelo Digital de Superfície

MDT/DTM – Modelo Digital do Terreno

NDVI – Índice de Variância por Diferença Normalizada

NMDS – Escalonamento Multidimensional Não Métrico

PERMANOVA – Análise Multivariada de Variância Permutacional

RBTMI – Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica

RTK – Real Time Kinematic

SAF – Sistemas Agroflorestais

SGIFR – Sistema de Gestão Integrada de Fogos Rurais

SIMPER – Percentagem de Similaridade

SLA – Área Específica Foliar

UAV – *Unmanned Aerial Vehicle*

VANT – Veículo Aéreo Não Tripulado

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	i
RESUMO	iii
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	vii
ÍNDICE	ix
1 CONTEXTUALIZAÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo geral	3
2.2 Objetivos específicos	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 Características dos sistemas agroflorestais mediterrânicos	4
3.2 A dinâmica da vegetação e a gestão do fogo	7
3.3 Importância ecológica, comportamento alimentar e pressão do pastoreio por asininos.....	12
3.4 Estratégias da vegetação para tolerar e/ou compensar o pastoreio	16
3.5 Artrópodes como bioindicadores dos efeitos do pastoreio em sistemas agroflorestais	18
3.6 Amostragem de artrópodes, métricas de diversidade ecológica e ferramentas estatísticas	21
3.7 Técnicas de monitorização da estrutura da vegetação	24
3.8 O projeto ASINIFIRE	26
4 METODOLOGIA	28
4.1 Área de estudo e desenho experimental.....	28
4.2 Amostragem dos artrópodes	30
4.3 Monitorização da estrutura da vegetação.....	32
4.3.1 Amostragem em campo	32
4.3.2 Monitorização por deteção remota	33
4.4 Análises estatísticas	35
4.4.1 Análises estatísticas dos artrópodes	35
4.4.2 Análises estatísticas da vegetação.....	37
4.4.3 Análises estatísticas da vegetação por sensores remotos	38
5 RESULTADOS	41
5.1 Efeito do pastoreio na comunidade de artrópodes	41
5.2 Efeito do pastoreio na estrutura da vegetação	47
5.3 Análise da vegetação por deteção remota.....	52
6 DISCUSSÃO	56
7 CONCLUSÃO	62
8 APÊNDICE.....	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

O bioma mediterrânico é reconhecido globalmente pela sua elevada biodiversidade e pela interação histórica entre a sociedade e o uso de recursos naturais (Rundel et al., 2016). O clima caracteriza-se por condições contrastantes, com invernos chuvosos e verões quentes e secos. Neste contexto, os sistemas agroflorestais (SAF) constituem opções sustentáveis de gestão do território, ao associarem vegetação lenhosa perene a culturas agrícolas e/ou à pastorícia (Nair, 1993). Estes sistemas ocupam quase 20 milhões de hectares em toda a Europa, sendo a silvopastorícia a atividade mais praticada (Mosquera-Losada et al., 2018).

Os SAF mais importantes na região mediterrânica são os sistemas de montado (sul de Portugal) ou *dehesa* (Espanha), que cobrem mais de 3 milhões de hectares na Península Ibérica (Moreno e Pulido, 2009). Estes sistemas, originados pelo desbaste de bosques e pela seleção de árvores mais produtivas, caracterizam-se por um estrato arbóreo aberto com a integração de animais no sub-bosque (Castro et al., 2019). Ao contrário do que sucede no sul, o norte de Portugal apresenta um território bastante fragmentado, onde os principais SAF praticados incluem soutos, castiçais, touças, lameiros e o sistema de pastoreio de percurso, sendo geralmente mantidos e geridos de forma comunitária (Castro, 2008).

Historicamente, os sistemas silvopastoris asseguraram estabilidade económica das áreas rurais através da diversificação produtiva enquanto sistemas de produção alimentar (López-i-Gelats et al., 2011). Esta diversificação integrou a produção de cortiça, lenha, cereais e forragem para os animais (Moreno e Pulido, 2009), além da obtenção de mel, frutos secos, resinas, cogumelos, carne, leite, caça e turismo (Fernández-Núñez e Castro, 2016).

Contudo, as últimas décadas foram marcadas por constantes transformações socioeconómicas, resultado do êxodo rural, que conduziram ao desaparecimento de muitos SAF tradicionais e a alterações no uso do solo (Mosquera-Losada et al., 2012). O êxodo rural e o envelhecimento da população causaram o abandono de áreas agrícolas que, por sua vez, foram substituídas por matos densos e florestas, resultando na acumulação de combustível vegetal e na criação de paisagens homogéneas (Imbrechts et al., 2024).

O efeito direto do crescimento livre da vegetação e da acumulação de biomassa, aliado às variações climáticas, gera o aumento da frequência, magnitude e severidade dos incêndios florestais (Pulido et al., 2023), podendo favorecer a ocorrência de megaincêndios (Wolpert et al., 2022). Neste sentido, a silvopastorícia, através do pastoreio gerido, pode atuar em áreas estratégicas como faixas de gestão de combustível (*fuelbreaks*) e zonas

limítrofes a aglomerados populacionais, reduzindo a carga, a altura e a continuidade do combustível (Mancilla-Leytón et al., 2013).

A herbivoria, enquanto forma de controlo da vegetação subarbusativa, lenhosa e herbácea do sub-bosque, não só promove a limpeza das áreas, como também contribui para a conservação do bioma e para a manutenção dos serviços ecossistémicos (Chuvieco et al., 2023), tanto a nível da parcela quanto ao nível da paisagem. O recurso a animais rústicos, como os burros (*Equus asinus*), desempenha um papel crucial, uma vez que estes são capazes de consumir forragens de menor qualidade e arbustos lenhosos, auxiliando no controlo da invasão por matos (Couto et al., 2016).

Além de contribuir para a redução do material combustível, o uso de burros de raças autóctones promove a valorização de raças nativas em risco de extinção, como os asininos de Miranda (Couto et al., 2016), a conservação da biodiversidade (Segarra et al., 2023) e o controlo natural de populações de insetos praga (Canelo et al., 2024). Por outro lado, alguns organismos como os artrópodes respondem rapidamente às alterações estruturais do habitat e às perturbações ambientais, de modo que podem ser utilizados como bioindicadores de perturbações como o pastoreio (Alfeus et al., 2026; Edo et al., 2025; Zhang et al., 2025).

Os principais efeitos do pastoreio na biodiversidade verificam-se ao nível da abundância, da riqueza específica e da composição das comunidades de artrópodes, em articulação com modificações estruturais da vegetação (Jauker et al., 2025; Torma et al., 2023). Para além do seu papel como bioindicadores, os artrópodes, de um modo geral, são essenciais para o funcionamento dos ecossistemas, desempenhando funções ecológicas como a polinização, a predação, a decomposição e o parasitismo, entre outras (Supriya et al., 2019).

A manutenção e sustentabilidade dos territórios rurais na região Nordeste de Portugal depende de estratégias de pastoreio animal, cuja monitorização é otimizada por sensores remotos (Pádua et al., 2024). Tecnologias como índices espectrais e, especificamente, o sensor LiDAR, são fundamentais para estimar métricas estruturais com elevada precisão. O LiDAR destaca-se pela sua capacidade de penetrar no coberto vegetal, fornecendo dados tridimensionais detalhados sobre a estrutura vertical e continuidade dos combustíveis, elementos cruciais para a gestão do risco de incêndio.

Neste sentido, este estudo procura avaliar os efeitos do pastoreio de asininos na estrutura da vegetação herbácea e lenhosa e nas comunidades de artrópodes em quatro parcelas amostrais localizadas dentro da Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica (RBTMI).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral é avaliar o efeito do pastoreio de asininos na estrutura da vegetação lenhosa e herbácea e na biodiversidade de artrópodes, integrando dados de campo e de detecção remota, em quatro localidades da Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica (RBTMI).

2.2 Objetivos específicos

Como objetivos específicos, destacam-se:

- Analisar as relações entre a distribuição das comunidades (ordens, famílias e géneros) e dos grupos funcionais (predadores, onívoros, fitófagos, decompositores, parasitoides, polinizadores e grupos com múltiplas funções) de artrópodes do solo em áreas submetidas ao pastoreio por asininos;
- Identificar as relações entre a composição taxonómica da comunidade de artrópodes do solo e a estrutura da vegetação;
- Caracterizar as alterações na estrutura da vegetação relacionadas com o pastoreio asinino utilizando os dados de campo e métricas derivadas de deteção remota.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Características dos sistemas agroflorestais mediterrânicos

Os ecossistemas mediterrânicos ocupam uma área relativamente pequena, de apenas 2,2% da superfície terrestre, mas possuem uma elevada importância ecológica pois abrigam aproximadamente um sexto da flora global (Cowling et al., 1996). Essas áreas compreendem as faixas ocidentais dos continentes entre os 30° e 40° de latitude, incluindo a bacia do mar Mediterrâneo, parte da Califórnia, Chile central, Região do Cabo da África do Sul e sudoeste da Austrália, regiões que apresentam um regime climático particular, caracterizado por verões quentes e secos e invernos amenos e húmidos (Rundel et al., 2016).

A bacia mediterrânica, que compreende áreas da Europa, Ásia e norte da África, possui a maior extensão deste ecossistema (2.300.000 km²) e uma diversidade de 25.000 espécies de plantas nativas (Rundel et al., 2016). A estrutura típica destas paisagens combina árvores esparsas, arbustos heliófilos e áreas de pastagem; os arbustos esclerófilos perenes, representados por géneros como *Pistacia*, *Quercus*, *Arbutus* ou *Genista*, são os mais encontrados neste ambiente mediterrânico, pois são fisiologicamente adaptados às condições naturais de clima, solo e aos regimes de fogo (Aguilar, 2000).

Dadas as condições do ambiente, os modelos de produção são baseados em sistemas agroflorestais (SAF), que combinam atividades florestais, agrícolas e pastoris. Há diversos sistemas de produção, sejam eles voltados à produção intensiva ou à sustentabilidade do ecossistema. De modo geral, a pastorícia tradicional desempenha um papel crucial na manutenção e preservação de paisagens, no apoio à agricultura e no fomento de culturas locais (Fernández-Giménez, 2015; Ocak, 2016).

Os SAF são sistemas de utilização do território que associam árvores ou outros vegetais lenhosos perenes com produções animais ou vegetais na mesma unidade de superfície (Nair, 1989). Eles são complexos, caracterizados por recursos limitados e dinâmicas socioeconômicas atualmente ameaçadas pelas mudanças climáticas e sociais, mas capazes de promover uma heterogeneidade de micro-habitats e diversas Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP), como a regulação do clima, polinização e dispersão de sementes, manutenção de habitats, etc. (Dean et al., 2024).

Existem diversos tipos de SAF cujas técnicas são ancestrais. As pastagens arborizadas persistem há séculos em diversas regiões da Europa, em função de práticas de manejo de baixa intensidade. Os visigodos praticavam o uso de pastagens e *montanha*

(San Miguel-Ayanz, 2005), enquanto os romanos mantinham gado em olivais e pomares de laranja, além de intercalarem culturas anuais, como os cereais, na mesma área (Nair, 1993).

Devido às alterações socioeconômicas e mudanças nas práticas de uso e manejo do solo ao longo dos anos, alguns sistemas agroflorestais desapareceram, enquanto outros, ainda praticados, sofrem com o abandono de áreas ou com a intensificação produtiva, transformando-se em monocultivos (Castro et al., 2019). Atualmente, estima-se que um bilhão de hectares sejam utilizados para agrofloresta no mundo (Agevi et al., 2017), com cerca de 2,22 bilhões de hectares com potencial para conversão (Zekarias et al., 2025).

Alguns dos sistemas mais comuns são o silvopastoril, que combina culturas lenhosas perenes com a produção animal, cerca de 85% das atividades agroflorestais da Europa utilizam esta técnica (Mosquera-Losada et al., 2018). E o agrossilvopastoril que combina os três componentes do sistema: árvores, culturas agrícolas anuais e pecuária. Outras práticas possíveis são o cultivo em bosque (*forest farming*), árvores multifuncionais (*multipurpose trees*), sebes amortecedoras (*riparian buffer strips*), pousios de melhoramento (*improved fallow*), etc. (Rigueiro-Rodríguez et al., 2009).

Na região mediterrânea, a irregularidade nas precipitações, sensibilidade a variações ambientais como a altitude, relevo, radiação solar (Casals et al., 2023), bem como a baixa fertilidade dos solos (Llorens et al., 2011) e secas prolongadas, refletem-se em uma baixa produtividade florestal e agrícola primária. Por isso, a diversificação agrícola e os usos multifuncionais tradicionais, especialmente os usos silvopastoris têm tanto destaque nesta região (Castro et al., 2019), pois propiciam uma melhor interação biológica entre os componentes do ecossistema – árvores, arbustos e vegetação herbácea.

A manutenção das práticas tradicionais e a produção de animais dependem destas áreas de florestas pastoreadas, uma vez que os bosques fornecem sombra no verão e abrigo contra o vento e a chuva no inverno. Nesse contexto, os SAF se mostram ainda mais resilientes e multifuncionais, porque a copa das árvores pode proteger contra estresses abióticos (Scordia et al., 2023).

O sistema agrosilvopastoril conhecido como montado ou *dehesa* (termo utilizado em Espanha) é o mais extenso da Europa e o mais importante na Península Ibérica, ocupando cerca de 3 milhões de hectares (Castro et al., 2019). Na Espanha, as *dehesas* destacam-se pela multifuncionalidade, fator que favorece a biodiversidade (Plieninger et al., 2015). Em Portugal, as pastagens com árvores dispersas (*wood pastures*), comumente conhecidas como sistemas de *montado* (Bagella et al., 2020), ocorrem principalmente na região sul do

país e ocupam aproximadamente 1 milhão de hectares (ICNF, 2015).

Estes sistemas são marcados pela presença de povoamentos arbóreos como azinheiras (*Quercus rotundifolia* Lam.), carvalhais (*Quercus pyrenaica* Willd.), sobreiros (*Quercus suber* L.), integrados com culturas agrícolas e/ou pastoreio de animais no sub-bosque. Apresentam uma estrutura com baixa densidade de árvores (20-80 árvores/ha) e requerem intervenção humana contínua. No entanto, o pastoreio e o consumo de bolotas e outras frutas pelos animais evitam o crescimento de arbustos e conservam a alta biodiversidade destes ambientes (Castro et al., 2019). Já a produção florestal na região norte do país é limitada pelas condições de baixa temperatura, a região nordeste apresenta um clima sub-húmido mediterrânico, sendo assim, pelo que os SAF são muito comuns (Castro, 2008).

A região de Trás-os-Montes tem como práticas tradicionais o pastoreio de cabras e ovelhas em sistema de florestas pastoreadas (*grazed forest*), onde a paisagem é formada por um mosaico de áreas de vegetação herbácea, arbustos e árvores, que reflete a interação entre pecuária, desbaste, fogo e processos de regeneração da vegetação (Barbero et al., 1990), formando um espaço com diversidade biológica e produtividade.

Outros modelos de agricultura importantes nesta região são: sistemas de talhadia com carvalho-negral (*Quercus pyrenaica* Willd.), os soutos e castinçais com castanheiro (*Castanea sativa* Mill.) e o sistema de mosaicos agrossilvopastoris. O carvalho é uma espécie característica desta região que se encontra na transição entre as florestas decíduas temperadas e as florestas esclerófilas típicas do mediterrâneo (Tárrega et al., 2006). Por ser uma espécie abundante e com folhas palatáveis aos animais, é praticada a poda dos galhos e ramos ainda jovens, que têm um bom aproveitamento como forragem, além da produção de lenha e madeira.

No sistema *bocage*, freixos e outras árvores ribeirinhas plantadas em fileiras ou espalhadas pelos prados fornecem madeira e são utilizados no verão como forragem e abrigo para o gado (Castro, 2008). Os soutos, por sua vez, são pomares com castanheiros para produção de frutos, plantados em baixa densidade, o que permite o cultivo intercalado com pastagens naturais que fornecem forragem aos animais.

A boa gestão e manutenção dos SAF são essenciais. Comparativamente à silvicultura, os SAFs podem gerar um retorno econômico mais elevado, mas seu desempenho também depende de fatores como a qualidade do solo, condições climáticas e políticas governamentais de incentivo, entre outros (Thiesmeier e Zander, 2023). Além do fator econômico, há que se considerar os benefícios ambientais, principalmente a conservação

da biodiversidade e conectividade de habitats, sequestro de carbono e auxílio na mitigação das mudanças climáticas (Zekarias et al., 2025), podendo reduzir o risco de ocorrência e intensidade de incêndios florestais.

3.2 A dinâmica da vegetação e a gestão do fogo

A região mediterrânica teve sua paisagem atual moldada pelo intenso e contínuo uso humano durante milhares de anos. A adaptação da sociedade às diferentes possibilidades de uso dos recursos fez com que o cultivo agrossilvopastoril se tornasse tão importante e fundamental para a manutenção das práticas agrícolas nesta região. Após a Segunda Guerra Mundial, ocorreu um intenso abandono das áreas rurais em diversos países do sul da Europa (Castro, 2008). Esta migração provocou o abandono de muitos terrenos que, sem o devido controlo da florestação, se tornaram ambientes com intensa cobertura vegetal lenhosa em detrimento dos sistemas agroflorestais multifuncionais.

O abandono das áreas rurais é uma das principais ameaças ao pastoralismo e a estrutura da vegetação nas regiões de montanha, está associado a mudanças socioeconômicas e ao fim das práticas tradicionais manuais que exigem muita mão de obra, como a roçada, construção de muros de pedra, limpeza de matagais, entre outros, que são fundamentais para a preservação das pastagens seminaturais (López-i-Gelats et al., 2015). A mudança na estrutura da vegetação ocorre em função do aumento da regeneração secundária e da proliferação de arbustos, que evoluem para matagais e, posteriormente, florestas (Casals et al., 2009), aumentando o risco e a severidade de incêndios florestais e reduzindo o valor estético da paisagem (Bartolomé et al., 2005).

De acordo com López-i-Gelats et al. (2015), o pastoralismo de montanha é a estratégia de subsistência que explora as zonas de altitude praticando, através da transumância, a mobilidade dos animais em diferentes áreas de pastagens seminaturais. Devido a fatores socioeconômicos e transformações ecológicas, a transumância está sendo ameaçada pelo abandono de terras (Vaccaro e Beltran, 2007), que é uma tendência comum identificada nas regiões montanhosas de toda a Europa (Moyano e Paniagua, 1998), contribuindo para alterações na estrutura da vegetação e na dinâmica dos ecossistemas.

Assim como a transumância, o pastoreio de percurso constitui uma prática agroflorestal tradicional, particularmente relevante nas zonas de montanha, que se baseia na utilização de uma rede de distintos usos do solo interligados — como bosques, matos e pastagens — funcionando como uma extensa área forrageira (Fernández-Núñez e Castro, 2016). Esta modalidade permite uma exploração eficiente e diversificada dos recursos

através de um mosaico paisagístico onde cada unidade assume uma função específica (alimentação, abrigo ou repouso) para o gado conforme a estação do ano (Castro, 2008).

Complementarmente, a transterminância surge como uma estratégia de mobilidade vital para a manutenção dos sistemas silvopastoris mediterrânicos, permitindo a exploração de recursos que são geograficamente distintos, mas complementares no tempo e no espaço (Dean *et al*, 2024). Estas movimentações sazonais representam respostas adaptativas fundamentais à variabilidade climática, no entanto, estas práticas tradicionais têm sofrido um declínio acentuado devido a transformações socioeconômicas e ao abandono rural, o que tem levado à perda de biodiversidade e à degradação de paisagens culturais ancestrais (Castro *et al*, 2019). O pastoreio de percurso e a transterminância surgem, neste contexto, não apenas como heranças culturais, mas como componentes estratégicas fundamentais para a resiliência das modernas redes de defesa contra incêndios rurais.

Além do abandono de terras, os incêndios florestais desempenham uma função importante e complexa na modelagem da paisagem mediterrânica, uma vez que alteram a estrutura do ecossistema, a dinâmica da ciclagem de nutrientes e de outros processos ecológicos (Midgley e Bond, 2015) num processo ao longo de milhares de anos. A resistência e a resiliência aos incêndios variam de acordo com diversos fatores, entre eles a composição da vegetação, histórico de incêndios e uso e ocupação do solo na área (Arrogante-Funes *et al.*, 2024).

Há registos históricos dos grandes incêndios florestais em Portugal, porém, desde a década de 60 aumentaram a frequência, dimensão e a intensidade, resultando em diversas tragédias, como a ocorrida em 2017 (Bento-Gonçalves, 2024). Conforme o mesmo autor, isto se deve a combinação de características mediterrânicas (clima quente e seco), proximidade com o atlântico, que contribui para a produtividade vegetal, além do abandono rural, falta de gestão florestal e desestruturação dos territórios.

Alguns ecossistemas desenvolveram adaptações e certas espécies dependem do fogo para, por exemplo, liberarem suas sementes (Baeza e Roy, 2008). Essas características permitem que as plantas, em diferentes níveis, evitem, resistam ou tolerem o fogo; a resistência ou a resiliência do ecossistema faz parte da sua adaptação aos incêndios periódicos (Archibald *et al.*, 2019). No entanto, quando os incêndios são intensos, frequentes e em grande escala podem causar a modificação de habitats devido à fragmentação da paisagem (Driscoll *et al.*, 2021) e a médio e longo prazo comprometem o funcionamento do ecossistema e reduzem a biodiversidade (Vallejo *et al.*, 2009).

O clima mediterrânico com verões quentes, secos e com precipitações irregulares,

aliado ao regime de fogo tradicional nesta região, criou uma paisagem propícia à diversificação de plantas através de diferentes estratégias de persistência ao fogo (Rundel et al., 2016). De acordo com Rundel et al. (2018) o fogo vem transformando a flora destas regiões, pois induz mecanismos evolutivos de especiação que podem incluir tanto a seleção direcional (formação de novas características), quanto uma seleção estabilizadora (preserva as estratégias de persistência que já se provaram eficazes ao longo do tempo).

Algumas espécies vegetais apostam na rebrota (*resprout*) como estratégia reprodutiva para facilitar a regeneração pós-fogo (Calvo et al., 1998), principalmente em incêndios severos e recorrentes; é o caso do carvalho-negral, que apresenta elevada tolerância nos estratos mais baixos, sobretudo sob severidades moderadas de fogo (Huerta et al., 2022a).

Já outras espécies morrem com o fogo, mas têm como estratégia de recuperação da sua população a germinação estimulada pelo calor (*heat-stimulated germination*), pois ocorre a quebra de dormência das sementes que estão no solo e que são resistentes a altas temperaturas (Lamont et al., 2019). O *Pinus halepensis* Mill. é um exemplo característico de espécie pirofítica, ou seja, que germina suas sementes após incêndio (Gelabert et al., 2020), dependendo da severidade do fogo.

O modelo de resistência ao fogo é o mais bem adaptado às perturbações recorrentes. Por sua natureza repetitiva, o fogo favoreceu, ao longo do tempo, a instalação de espécies esclerófilas nesses ecossistemas, como *Pistacia* spp., *Arbutus* spp., *Ulex* spp. e *Rosmarinus* spp. (Barbero et al., 1990). A capacidade de enfrentamento é o fator que mais interfere na vulnerabilidade ecológica frente aos incêndios (Arrogante-Funes et al., 2024). As espécies apresentam diferentes estratégias, como maiores espessuras de casca e densidade da madeira (resistência), floração estimulada pelo fogo e estruturas subterrâneas de rebrota (tolerância) (Archibald et al., 2019; Rundel et al., 2018).

A severidade do fogo e a estrutura e composição da vegetação interferem na resiliência ecológica e na recuperação pós-incêndio, de acordo com Huerta et al. (2022), geralmente em curto prazo o estrato herbáceo (estrato mais baixo) é o mais resiliente, apresentando a recuperação mais rápida. Através das suas raízes superficiais, as plantas herbáceas absorvem os nutrientes do solo depositados pelas cinzas, favorecidas pela diminuição da competição pela luz (Álvarez et al., 2009), enquanto a vegetação lenhosa domina nos estágios avançados da sucessão depois do incêndio (Calvo et al., 1999).

Apesar das adaptações, a capacidade de resistência (*coping capacity*) da vegetação na região mediterrânica é considerada baixa a moderada, com um valor médio de

resistência de 180,73 numa escala de 0 a 1000 (Arrogante-Funes et al., 2024) (Figura 1 (a)). O tempo de recuperação da vegetação após incêndio também foi avaliado por Arrogante-Funes et al. (2024), apresentando um valor médio de 27,2 anos (Figura 1 (b)), mas devido à variabilidade espacial este período pode variar consideravelmente entre áreas.

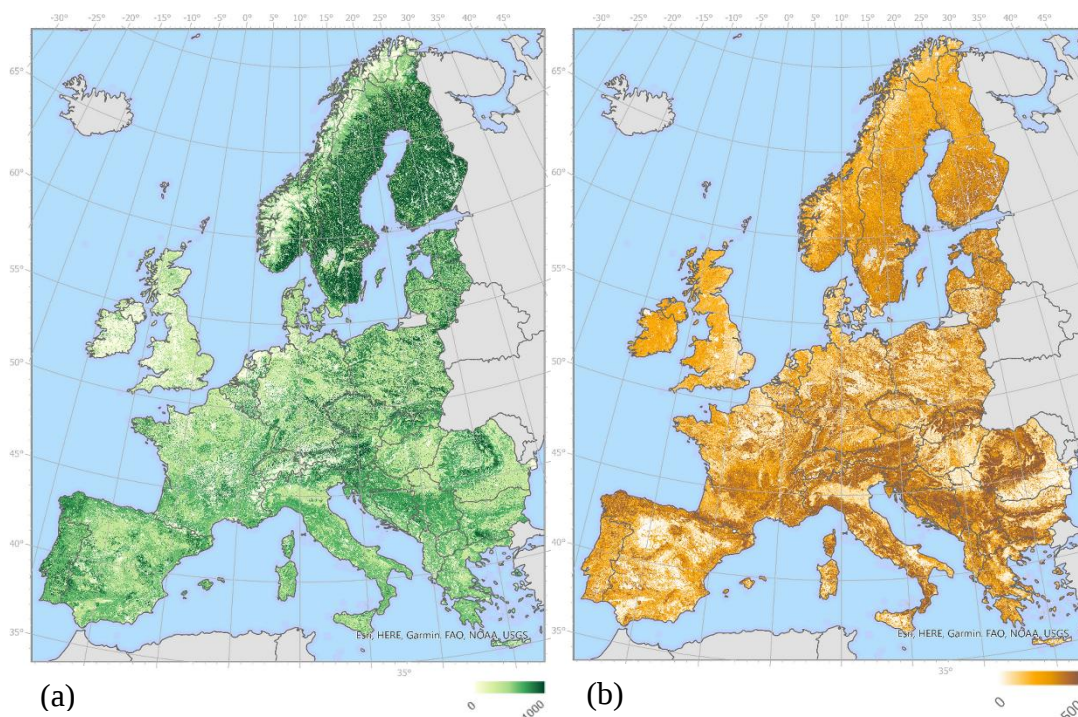


Figura 1 – Mapa da capacidade de resistência ao fogo e tempo de recuperação da vegetação - Europa (a) (0 = sem resistência, 1000 = alta resistência). Tempo de recuperação (em anos após o incêndio) (b). Fonte: Adaptado de Arrogante-Funes et al. (2024).

A gestão do fogo em ambientes mediterrânicos está fortemente ligada às práticas de uso do solo, sendo que a pastorícia e os SAF são elementos relevantes na prevenção de incêndios de grande dimensão, principalmente no nordeste da Península Ibérica (Casals et al., 2009). De acordo com os autores, o pastoreio é fundamental tanto para redução da carga de combustível, através do controlo de plantas herbáceas e arbustivas em áreas florestais, bem como na regulação da regeneração da vegetação em áreas afetadas pelo fogo.

Uma forma de reduzir o risco de incêndios consiste na implementação de *fuelbreaks*, ou faixas de gestão de combustível, nas quais se realiza a remoção ou a redução da biomassa vegetal. Esta abordagem foi adotada por Robles et al. (2009) e Casals et al. (2009) na Andaluzia (Espanha), tendo resultado num controlo eficiente da biomassa do sub-bosque, dominado por arbustos como *Quercus coccifera* L. e *Rosmarinus officinalis* L., espécies com elevada importância forrageira na dieta dos animais.

A dinâmica da vegetação dentro e no entorno dos *fuelbreaks* é moldada principalmente pelas técnicas de manutenção utilizadas. Neste contexto, os sistemas

silvopastoris com pastoreio dirigido têm demonstrado elevada eficácia no controlo do crescimento da vegetação e na redução da biomassa acumulada. O pastoreio em faixas de redução de combustível é uma ferramenta sustentável para limitar a propagação do fogo, uma vez que estas áreas exigem manutenção frequente e o consumo da vegetação pelos herbívoros pode contribuir para a redução contínua das cargas de combustível (Ruiz-Mirazo e Robles, 2012).

Os sistemas agroflorestais formam paisagens heterogêneas e descontínuas (mosaicos), que oferecem maior resistência à propagação dos incêndios. Esses sistemas são considerados estratégicos para a conservação da biodiversidade, apresentando igualmente um elevado valor paisagístico e ecológico (Fernández-Núñez e Castro, 2016). Neste sentido, políticas eficazes de conservação e gestão do território são fundamentais para reduzir a vulnerabilidade ecológica ao fogo (Aretano et al., 2015a).

Reconhecendo a importância da gestão do combustível na mitigação do risco de incêndio, o Decreto-Lei nº 82/2021 instituiu o Sistema de Gestão Integrada de Fogos Rurais (SGIFR) em Portugal, que cria as Faixas de Gestão de Combustível (FGC), cujo objetivo é reduzir o material inflamável (Portugal, 2021). As FGC estão organizadas em três níveis. A rede primária, de âmbito regional, tem como função diminuir a superfície de grandes incêndios e permitir o combate direto. A rede terciária é local e constituída pela rede viária e divisas das unidades de gestão.

A rede secundária (Figura 2) foca na proteção passiva, no isolamento de potenciais focos de ignição e na redução dos efeitos de incêndios em infraestruturas e equipamentos sociais, zonas edificadas, vias de comunicação e formações florestais e agrícolas (Portugal, 2021). A largura da faixa varia conforme o elemento do terreno, em edifícios isolados a largura padrão é 50 metros, podendo ainda ser ajustada com base na perigosidade.

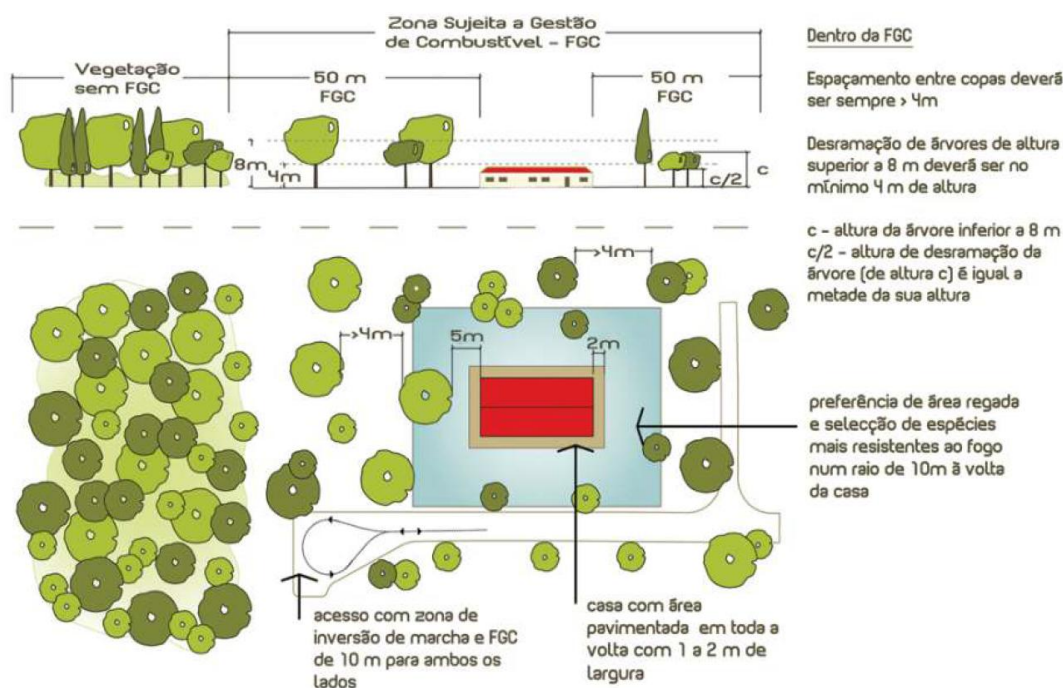


Figura 2 – Rede secundária da Faixa de Gestão de Combustível.
 Fonte: Câmara Municipal de Águeda (s.d.)

A responsabilidade de gestão é partilhada entre órgãos governamentais, proprietários privados e municípios. Ainda de acordo com o decreto, podem ser empregues diferentes métodos para a limpeza e criação de discontinuidades da carga vegetal, desde métodos mecânicos com uso de equipamentos de corte, aplicação de fogo controlado e ocupações compatíveis, como agroflorestas e pastoreio gerido.

3.3 Importância ecológica, comportamento alimentar e pressão do pastoreio por asininos

Os asininos desempenham um papel muito importante na conservação da paisagem de pastagens montanhosas e em sistemas agrossilvopastoris mediterrânicos, promovendo serviços de ecossistemas enquanto recuperam paisagens tradicionais (Segarra et al., 2023) e reduzindo o biovolume de arbustos e matagais em áreas montanhosas abandonadas (Couto et al., 2016). Essa redução da biomassa não só preserva a paisagem como impulsiona a diversidade vegetal, ao criar condições mais favoráveis ao estabelecimento de espécies herbáceas sensíveis ao sombreamento.

Os ecossistemas mediterrânicos, como as pastagens de montanha e os lameiros, são importantes do ponto de vista ecológico, pois apresentam altos níveis de biodiversidade. Assim, o uso de asininos, que apresentam um comportamento alimentar herbívoro, com preferência pelo consumo de vegetação herbácea (*grazers*), é de grande interesse. Por outro lado, apresentam elevada adaptabilidade dos hábitos de consumo às condições paisagísticas

em que estão inseridos (Lamoot et al., 2005a).

De acordo com pesquisas realizadas por Volpe et al. (2025), em média 89% da dieta dos asininos é composta por espécies herbáceas, incluindo folhas, caules, flores e frutos. Em ambientes dominados por gramíneas, a dieta dos asininos consiste no consumo de espécies deste grupo. No entanto, na presença de arbustos, especialmente em períodos de seca, a dieta pode incluir até 30% de espécies lenhosas (Couto et al., 2016), podendo, em alguns casos, abranger cascas e raízes (Cosyns et al., 2001b).

Além da capacidade de adaptação do comportamento alimentar, o estudo realizado por Couto et al. (2016) com burros da raça de Miranda mostrou que os animais dedicaram em média 75,6% do tempo de observação (cerca de 16 horas diárias) ao pastoreio. Diferente de outros ruminantes, os equídeos apresentam uma uniformidade de busca por alimento ao longo do dia, o que demonstra uma tolerância às variações climáticas típicas dos ambientes mediterrânicos.

A maior tolerância às condições climáticas durante a pastagem quando comparada aos ruminantes (Osoro et al., 2012) também está relacionada à disponibilidade e qualidade da forragem. A flexibilidade dietética contribui para a redução da biomassa, especialmente dos combustíveis finos (*fine fuel*). Consequentemente, contribuem para a prevenção de incêndios e tornam a estrutura da vegetação mais equilibrada (Bartolomé et al., 2020).

Além disso, a ingestão ocasional de espécies arbustivas ricas em compostos fenólicos e taninos condensados na alimentação dos animais pode causar efeitos benéficos ao agir contra parasitas gastrointestinais, melhorando a resistência dos burros (Volpe et al., 2025). Couto et al. (2016) observaram também alguns comportamentos como o consumo de cascas e plantas lenhosas em alguns períodos, nomeadamente no verão, e o uso das patas dianteiras para cavar as raízes e arrancar as folhas quando estas estavam muito curtas, ambas as características associadas, provavelmente, à escassez de alimentos de maior palatabilidade nestes períodos.

Do ponto de vista nutricional, ao contrário dos ruminantes que absorvem proteína microbiana sintetizada no rúmen, os equídeos dependem estritamente da proteína extraída diretamente da parede celular vegetal durante o seu rápido trânsito gastrointestinal (Clauss et al., 2023). Deste modo, a manutenção de mosaicos agroflorestais heterogêneos, que ofereçam diversidade de pasto (herbáceo e arbustivo), não só reduz o risco de incêndio como é vital para suprir as exigências proteicas destes animais, suportando a sua resistência e bem-estar imunológico geral.

O comportamento alimentar destes animais está diretamente relacionado ao tipo de

pressão causada sobre a vegetação, sendo uma característica variável de acordo com a disponibilidade de recursos, considerando, especialmente, o clima Mediterrânico, que é marcado por longos períodos de seca (Volpe et al., 2025). A capacidade de consumir forragem fibrosa e de baixa qualidade se deve à eficiência digestiva e a um aparelho dentário forte (Cosyns et al., 2001a).

Os equídeos são animais monogástricos e têm um tempo de retenção da digestão mais curto que os ruminantes, resultando numa menor e mais rápida eficiência digestiva por alimento, esta estratégia digestiva é conhecida como *high-throughput* (alto débito) (Clauss et al., 2023). Para compensar, precisam consumir maiores quantidades de alimento, dedicando-se ao pastoreio e/ou ramoneio por diversas horas do dia, no entanto, ainda de acordo com Clauss et al. (2023) a sua taxa de ingestão também diminui perante alimento de muito baixa qualidade, o que os pode tornar suscetíveis à escassez prolongada de recursos, um aspeto crítico na gestão de rebanhos em ecossistemas mediterrânicos sob stress hídrico.

A sua anatomia, com focinho estreito e lábio superior móvel, facilita a seleção de alimento, permitindo até mesmo o consumo de plantas espinhosas (Lamoot et al., 2005a), cortando a forragem com os dentes incisivos sem interromper os movimentos laterais de trituração dos molares (Clauss et al., 2023). Em pastagens pobres em nutrientes, os burros podem reduzir a cobertura de gramíneas, briófitas e da matéria morta, favorecendo o desenvolvimento de espécies do banco de sementes do solo (Süss e Schwabe, 2007), devido ao revolvimento e exposição do solo, que cria nichos de regeneração, beneficiando espécies menos competitivas (Segarra et al., 2023).

Outro comportamento característico do pastoreio dos burros é o estabelecimento de áreas específicas para fazer a eliminação de fezes e urina (Bogner et al., 1984), enquanto ovelhas, por exemplo, possuem uma distribuição homogênea dos excrementos, os burros têm áreas bem definidas, isso tem consequências para a distribuição horizontal de nutrientes, especialmente nitrogênio, e, portanto, pode influenciar a composição das espécies vegetais e a intensidade do pastoreio (Süss e Schwabe, 2007), uma vez que acabam por evitar pastar perto dos seus locais de deposição de fezes.

Os locais de deposição dos resíduos dos burros tendem a apresentar menor riqueza de espécies vegetais. Süss e Schwabe (2007) num estudo realizado de 2002 a 2005 na Alemanha, perceberam que espécies como *Potentilla argentea* L. e *Armeria marítima* ssp. *elongata* (Hoffm.) Bonnier tiveram graus de presença menor nos locais com fezes do que nas parcelas de controlo, e também não houve nenhuma espécie que teve seu

desenvolvimento favorecido por estar nas áreas de deposição. No caso das áreas de solo descoberto devido ao pisoteio e escavação, as *gap-species* como *Verbascum phlomoides* L., *Silene conica* L., *Arenaria serpyllifolia* L., *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. foram favorecidas, enquanto outras espécies como *Poa angustifolia* L., *Cerastium arvense* L. e *Achillea millefolium* L., foram restritas às parcelas de controlo (Süss e Schwabe, 2007).

De forma geral, a atribuição de um serviço de ecossistema, como a redução de combustíveis vegetais através do pastoreio por burros, apresenta inúmeros benefícios do ponto de vista ecológico, como a conservação das raças de burros ameaçadas de extinção, como é o caso da raça Mirandesa em Portugal (Couto et al., 2016) ou do burro Catalão na Espanha (Segarra et al., 2023). Para tornar o sistema ainda mais eficiente, poderia ser adotado o uso combinado de burros e cabras, uma vez que as cabras consomem espécies lenhosas inflamáveis e os burros consomem materiais finos (Bartolomé et al., 2020).

O pastoreio também beneficia a riqueza e diversidade de espécies vegetais (Segarra et al., 2023), especialmente de algumas terófitas, i.e., plantas anuais, que se poderão beneficiar da perturbação e da abertura da vegetação (Süss e Schwabe, 2007). O uso dos asininos no pastoreio para redução de combustível em ambientes mediterrânicos ainda é pouco estudado; no entanto, alguns estudos sugerem que, para uma melhor eficiência o pastoreio deve ser realizado durante a primavera, pois eles pastam por mais tempo do que no verão, apesar de o consumo de espécies lenhosas tender a ser maior no verão (Cosyns et al., 2001a).

A contribuição para o controlo de arbustos e redução da biomassa varia muito conforme a composição e diversidade florística, dependendo da proporção de espécies palatáveis na área de pastoreio (Gartzia et al., 2009). Para um manejo mais eficiente do pastoreio de asininos, podem ser utilizados sensores acoplados a coleiras para monitorização remota. Esses aparelhos permitem quantificar e classificar o comportamento dos animais em diferentes atividades, como: caminhada, pastoreio, descanso (Congiu et al., 2024). Tecnologia semelhante foi utilizada por Araujo et al. (2024) na monitorização do pastoreio de ovelhas e cabras, sendo uma ferramenta importante no planeamento e na garantia do bem-estar animal.

Desenvolver um modelo de gestão agro-silvo-pastoril, baseado no pastoreio dirigido e no uso da tração animal em áreas de elevado risco de incêndio, como as regiões montanhosas mediterrânicas é uma maneira de promover a multifuncionalidade dos asininos no território, além de atribuir novas funções ecológicas e económicas aos sistemas.

3.4 Estratégias da vegetação para tolerar e/ou compensar o pastoreio

A aptidão das plantas é composta por três elementos: crescimento, sobrevivência e reprodução, que permitem ao indivíduo persistir, acumular recursos e transmitir seus genes à próxima geração (Silveira Pontes et al., 2015). Nesse sentido, é importante compreender as características funcionais das plantas. Por exemplo, alta densidade radicular está relacionada a uma maior absorção de nutrientes do solo, enquanto alto teor de nutrientes nas folhas indica baixa eficiência nutricional da planta (Maire et al., 2009).

Algumas características funcionais das plantas estão correlacionadas entre si e variam em conjunto ao longo de eixos de especialização entre espécies (Díaz et al., 2004), enquanto outras variam de maneira independente. Um desses eixos independentes trata das características relacionadas ao tamanho da planta e considera o comprimento das folhas, biomassa das folhas, raízes e galhos (Grime, 1993).

Cada espécie de planta possui combinações de características Figura 3 independentes para responder aos diferentes fatores, uma forma de compreender estas diferentes interações é através do esquema de estratégia ecológica, o triângulo CSR (Grime, 1977) (Figura 3). Este esquema apresenta 3 estratégias diferentes das plantas ao longo da evolução: o grupo C (competição) engloba plantas com alta capacidade competitiva, que maximizam o crescimento vegetativo em ambientes produtivos e em condições “ideais” (Grime, 1977).

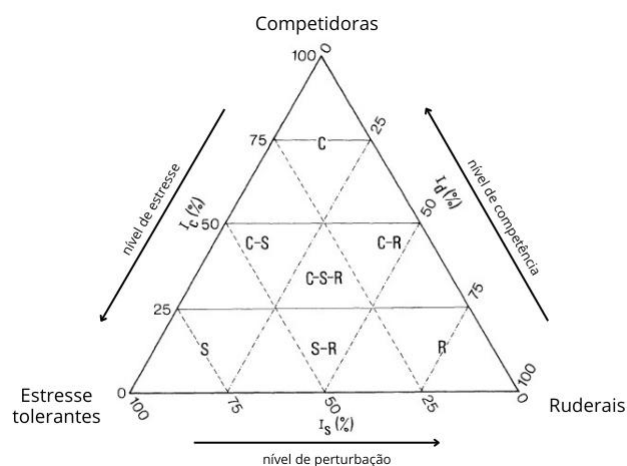


Figura 3 - Triângulo CSR, esquema de estratégia ecológica.
Fonte: Adaptado de Grime (1977).

O grupo S (tolerante ao estresse) refere-se a plantas que desenvolveram adaptações que permitem resistir a condições de estresse ambiental e redução rápida dos recursos (nutrientes), reduzindo o vigor vegetativo e reprodutivo (Grime, 1977). Já a componente R (ruderal) descreve plantas de ciclo de vida curto, mas com alta produção de sementes, que

se desenvolveram em ambientes muito perturbados, mas potencialmente produtivos (Grime, 1977), e garantem a propagação da espécie pela rápida dispersão das sementes.

De forma geral, a dimensão C representa espécies de maior estatura, enquanto a dimensão S corresponde a plantas com uma estatura baixa e um ciclo de vida longo, adaptadas às condições ambientais em que podem induzir estresse nas plantas devido à sua longa vida útil e grande sistema radicular. Resultados obtidos por Bahreini et al. (2024) mostraram que a estratégia competitiva das plantas foi menos importante na comunidade em comparação com as estratégias tolerantes ao estresse e ruderales, em área de pastagem.

Outro modelo funcional é o LHS (leaf, height, seed) proposto por Westoby (1998), baseado em três características principais: massa foliar por área, altura e massa de sementes, que estão relacionados ao estabelecimento, persistência e dispersão, respectivamente. A Área Específica Foliar (*Specific leaf area* – SLA), por exemplo, é uma característica de resposta sobre os comportamentos individuais às interações das plantas com a estrutura das pastagens (Gross et al., 2009), relacionada também a qualidade da forragem. As características funcionais variam refletindo um compromisso diferente para o funcionamento de cada planta (Westoby, 1998), de acordo com as diversas perturbações, como a seca, o sombreamento, a disponibilidade de nutrientes, a herbivoria, entre outros.

Além das características específicas da planta, o histórico de uso da área (frequência e intensidade da pastagem), bem como o contexto climático, são fundamentais para compreender o comportamento e a resposta das plantas ao pastoreio (Díaz et al., 2006). Estudos realizados por Jäschke et al. (2020) mostraram que as plantas demonstraram tanto resistência, como altura e área foliar baixas, quanto características de tolerância como alta área foliar específica e concentração de nitrogênio.

As plantas desenvolvem diversas estratégias de resistência ou de tolerância para lidar com a pressão do pastoreio, alguns autores sugerem que uma alta taxa de crescimento pode ser considerada como um mecanismo de tolerância à desfoliação (Díaz et al., 2001). *Dactylis glomerata* L. é uma gramínea perene de meia-sombra que ocorre em florestas abertas, conhecida por sua taxa de crescimento rápida como forma de compensar os efeitos da herbivoria (Gross et al., 2007).

No entanto, em habitats de baixa produtividade as características adaptativas envolvem um mecanismo de resistência relacionado a baixos valores nutricionais, que é a baixa palatabilidade (Pérez-Harguindeguy et al., 2003). Outros mecanismos relacionados à resistência envolvem características como a abundância, tamanho e forma das folhas e da planta, fenologia e período de dormência (McIntyre et al., 1999).

A tolerância, a resistência e a evitação não são mecanismos exclusivos (Del-Val e Crawley, 2005), modificações na frequência de corte das plantas podem estar relacionadas tanto à tolerância, pelo aumento no número de folhas, por exemplo, aumentando a área fotossintética (Franklin e Ågren, 2002) e a evitação, relacionada às mudanças na estatura e composição nutricional da planta (da Silveira Pontes et al., 2015). Essas estratégias visam reduzir a probabilidade de a planta ser consumida ou a severidade do consumo.

De maneira geral, as formas de tolerância incluem o crescimento compensatório (rebrotas de ramos e folhas) quando há disponibilidade de nutrientes, e o direcionamento de nutrientes para órgãos de reserva subterrânea, permitindo uma rápida regeneração após a desfolha (Li et al., 2024). Já as estratégias de resistência incluem o desenvolvimento de estruturas como espinhos, tricomas, folhas coriáceas e a produção de compostos secundários (fenóis, lignina e taninos) que reduzem a palatabilidade (Bahreini et al., 2024).

A tolerância é geralmente utilizada por espécies ruderais que estão em ambientes de baixo estresse, mas de alta perturbação, enquanto a resistência ocorre em plantas que sofrem alto estresse e baixa perturbação (grupo S) (Grime, 1977). Em condições ideais de desenvolvimento, ou seja, com condições adequadas de água, luz, nutrientes e ausência de problemas externos (seca, herbivoria, pragas, doenças, etc.) as plantas competem entre si.

Em ambientes mediterrânicos de pastoreio, a vegetação é distribuída em diferentes estratos (arbóreo, arbustivo e herbáceo), de forma que cada grupo possui estratégias moldadas pela pressão seletiva dos animais e pelas condições ambientais. Grande parte das espécies apresenta resistência na forma de folhas com espinhos, compostos secundários ou coriáceas, além de ramos densos (Manetti et al., 2025).

Acompanhar a dinâmica e estrutura da vegetação é fundamental para compreender o comportamento e preferências de pastoreio dos animais e para definir estratégias de manejo adequadas. Embora essa monitorização possa ser realizada por métodos de campo, os sensores remotos facilitam a coleta de dados em áreas de difícil acesso, reduzem o tempo de amostragem e são mais precisos quando comparados a medições manuais (Lin et al., 2024).

3.5 Artrópodes como bioindicadores dos efeitos do pastoreio em sistemas agroflorestais

Para além dos sistemas agroflorestais, a diversidade de artrópodes em um ambiente é influenciada pela heterogeneidade do habitat, pelas práticas de manejo e histórico de uso da terra, além de fatores abióticos, como a sazonalidade climática (Jauker et al., 2025). Para

avaliar a “qualidade” de um ambiente agroflorestal, uma das formas é através da monitorização da diversidade de artrópodes, pois eles são sensíveis à distúrbios e possuem uma capacidade de resposta rápida às alterações de habitat (Edo et al., 2025). Além de que apresentam variados serviços ecossistémicos, como o controlo biológico de pragas, a polinização e a dispersão de sementes (Silva et al., 2024).

Os artrópodes funcionam como bioindicadores, atuando como organismos que refletem o estado biótico do meio e permitem avaliar os impactos de perturbações no ecossistema. Dada a sua capacidade de resposta rápida a alterações estruturais e elevada sensibilidade a perturbações ambientais, estes organismos são fundamentais para monitorizar se o pastoreio está a afetar a funcionalidade do ecossistema. A sua relevância advém do papel crucial que desempenham em processos vitais, como a polinização, a decomposição, a predação e a ciclagem de nutrientes, garantindo a manutenção dos serviços ecossistémicos. Entre estes, as aranhas destacam-se como excelentes organismos de alerta, sendo particularmente sensíveis a mudanças ambientais e ocorrendo em elevada diversidade e densidade em todos os ecossistemas terrestres.

O pastoreio de animais, particularmente em sistemas silvopastoris, promove a heterogeneidade estrutural da vegetação através da alimentação seletiva, do pisoteio e da alteração dos ciclos de nutrientes, favorecendo a diversificação da flora e da fauna (Jauker et al., 2025). No entanto, a abundância e diversidade dos artrópodes dependem da intensidade do pastoreio, do tipo de vegetação das condições abióticas da área. Embora o pastoreio possa favorecer a heterogeneidade do habitat, também pode exercer efeitos negativos sobre algumas comunidades de artrópodes, nomeadamente através da redução da biomassa vegetal disponível (Torma et al., 2023).

Em geral, quando a intensidade de pastoreio é baixa a moderada, a diversidade de artrópodes pode aumentar, uma vez que a cobertura de arbustos diminui e aumentam as áreas de herbáceas, favorecendo alguns grupos como as formigas (González-Megías et al., 2004). No entanto, outros fatores podem interferir significativamente na diversidade da fauna edáfica, nomeadamente as condições climáticas e a estrutura da vegetação. Em regiões tropicais, por exemplo, a elevada complexidade vertical da vegetação protege os estratos inferiores de condições extremas de radiação solar, precipitação e vento, funcionando como um amortecedor climático que favorece a manutenção de níveis elevados de abundância e diversidade (Kaiser e Resasco, 2024).

Os besouros (Coleoptera) e formigas (Hymenoptera: Formicidae) são grupos de insetos amplamente representados nos sistemas agroflorestais mediterrânicos. Entre os

coleopteros edáficos, as famílias Carabidae e Staphylinidae destacam-se pela sua elevada abundância e diversidade (García-Tejero e Taboada, 2016). Estas famílias incluem numerosas espécies predadoras, são altamente diversificadas e sensíveis a alterações estruturais do habitat, microclimáticas e à abundância e composição das presas (Kotze et al., 2011).

As formigas ocorrem em diversos ecossistemas rurais e podem ser resilientes e oportunistas em ambientes alterados (Alfeus et al., 2026). Em áreas abertas de pastagem, podem beneficiar de condições microclimáticas adequadas e de uma maior disponibilidade de locais para o estabelecimento de seus ninhos (González-Megías et al., 2004). Dentro da ordem Hymenoptera, outras famílias importantes incluem vespas parasitoides como Braconidae, Ichneumonidae, Diapriidae e Figitidae cuja abundância pode ser favorecida pela presença de árvores e arbustos que disponibilizam hospedeiros alternativos (Vion-Guibert et al., 2026).

Outras ordens frequentemente representadas nestes sistemas incluem Hemiptera (percevejos), Diptera (moscas) e Orthoptera (grilos e gafanhotos), abundantes em áreas de pastagem e em ambientes pós-incêndios, onde a cobertura herbácea tende a aumentar (Khayati et al., 2023). Devido à sua adaptabilidade e sensibilidade a mudanças ambientais após incêndios (Villa-Castillo e Wagner, 2002), os artrópodes são considerados bioindicadores de perturbações causadas por incêndios.

Portanto, a abundância e diversidade de artrópodes estão diretamente relacionadas à heterogeneidade da área, à composição e à estrutura da vegetação, bem como à intensidade de manejo e ao histórico de uso da terra. Sistemas mais complexos, com integração entre árvores, arbustos e herbáceas tendem a ter comunidades mais ricas, diferente de áreas de monoculturas. Os sistemas agroflorestais mediterrânicos, por exemplo, promovem a biodiversidade pois combinam ambientes abertos com áreas arbóreas lenhosas, facilitando a coexistência de diversas espécies com diferentes hábitos (Edo, Herzog, Moreno, Olave, Ripamonti, Rösch, Simonson, Gabriele Tramacere, et al., 2025).

A monitorização das comunidades de artrópodes pode constituir uma ferramenta útil para avaliar os efeitos do pastoreio no funcionamento dos ecossistemas, uma vez que estes organismos respondem rapidamente a alterações na estrutura da vegetação, disponibilidade de recursos e condições microclimáticas. Alterações na composição, abundância ou diversidade das comunidades de artrópodes podem refletir mudanças nos processos ecológicos e nos serviços ecossistêmicos associados ao pastoreio.

Neste contexto, a otimização da intensidade, duração e localização do pastoreio

assume particular relevância, dado que práticas de gestão adequadas podem promover efeitos positivos, tanto imediatos como a longo prazo, sobre a biodiversidade (Berman et al., 2018). Considerando o atual declínio global dos artrópodes, associado sobretudo às alterações do uso do solo e simplificação dos habitats naturais, a sua utilização como bioindicadores pode fornecer informação relevante para uma gestão mais sustentável dos ecossistemas pastoris.

3.6 Amostragem de artrópodes, métricas de diversidade ecológica e ferramentas estatísticas

O impacto do pastoreio na comunidade de artrópodes pode ser classificado em impactos diretos, quando ocorre a morte por pisoteio ou ingestão acidental pelos animais enquanto pastoreiam (Neilly et al., 2020), e os indiretos, quando há alteração química e da estrutura física das plantas (Olff e Ritchie, 1998), afetando a disponibilidade de nutrientes, recursos e micro-habitats e modificando a dinâmica das comunidades (Freiberg et al., 2019).

Por detectarem rapidamente as alterações do meio, os artrópodes são considerados excelentes “sensores” das mudanças no ecossistema e, para identificar tais modificações existem diversas técnicas de amostragem, sendo as mais conhecidas as armadilhas de queda (*pitfall traps*), redes de varredura (*sweep nets*), bandejas coloridas de interceção de voo (*pan traps*), entre outras. Dentre essas técnicas, a armadilha de queda é um método amplamente conhecido e utilizado em inventários de agroecossistemas, tem sido amplamente utilizada para obter uma indicação da qualidade do habitat e para medir os valores de conservação da natureza (Duelli et al., 1999).

Trata-se de um método útil, barato e rápido para avaliar comunidades de macroartrópodes. No entanto, as armadilhas de queda possuem utilidade limitada para estimar o tamanho das populações, uma vez que o material recolhido representa tanto a densidade quanto a capacidade de movimentação dos artrópodes (Coleman et al., 2004). Ainda assim, são eficazes para comparar habitats, mudanças sazonais e avaliar a riqueza das espécies, sendo possível elaborar curvas de área-espécie a partir de uma série de capturas (Larsen et al., 2003).

A armadilha consiste em um recipiente, sem tampa, que é enterrado até a borda no solo (Figura 4) e preenchido parcialmente com uma solução para conservar os artrópodes recolhidos (pode ser álcool 70%, propilenoglicol, detergente, formaldeído ou outro). É possível utilizar uma espécie de cobertura para evitar que a chuva transborde o conteúdo

do recipiente, que permanece por alguns dias em campo e posteriormente é recolhido para triagem e identificação do material.

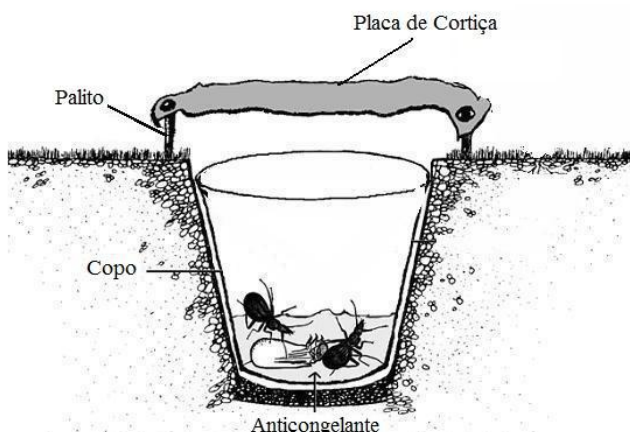


Figura 4 – Esquema básico de uma armadilha *pitfall*.

Fonte: Adaptado de Gomes *et al.* (2014).

A partir dos dados obtidos nas amostragens, os índices de diversidade são essenciais para quantificar e dimensionar a distribuição e abundância dos artrópodes. Alguns dos mais utilizados são a riqueza de espécies (S), o índice de Shannon-Wiener (H'), o índice de Simpson (D) e o índice de Pielou (J). A riqueza refere-se ao número de espécies encontradas na área e os outros índices consideram este fator para seu cálculo. Shannon-Wiener (Equação 1) quantifica a biodiversidade da comunidade pois considera tanto a riqueza quanto a distribuição relativa dos indivíduos, refletindo a equitabilidade e complexidade do sistema (Silva et al., 2024).

O índice de Simpson (Equação 2) avalia a probabilidade de indivíduos aleatórios da mesma amostra pertencerem a espécies diferentes, ele foca na dominância e na equitabilidade, sendo fundamental para compreender como os indivíduos estão distribuídos entre táxons e grupos (Kaiser e Resasco, 2024).

O índice de uniformidade de Pielou (Equação 3) mede a equitabilidade, ou seja, se a abundância das espécies é homogênea na comunidade ou se há predominância de determinada espécie, o índice varia de 0 a 1, sendo que 1 indica que todas as espécies da comunidade são igualmente abundantes (Wale e Yesuf, 2021).

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

$$D = \frac{1}{\sum p_i^2} \quad \text{(Equação 2)}$$

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde: p_i = proporção de indivíduos da i -ésima espécie ($p_i = n_i/N$); $\ln$ = logarítmico de base neperiana; n_i = número de indivíduos amostrados para cada espécie i ; N = número total de indivíduos amostrados; S = número total de espécies.

Além destes índices tradicionais, há ferramentas estatísticas como os Modelos Lineares Generalizados (GLM) que avaliam como as variáveis preditoras influenciam nas variáveis de resposta. Os modelos podem utilizar diversas distribuições em função da natureza dos dados, como a distribuição de Poisson, usada para dados de contagem (ex. número de indivíduos ou riqueza de famílias) (Dassou et al., 2025). A distribuição binomial negativa, frequentemente necessária em modelos que analisam dados procedentes de estudos de campo, é usada quando a variação nos dados de abundância é maior do que o esperado (Pompozzi et al., 2022).

Outros testes estatísticos foram aplicados, como o teste NMDS – escalonamento multidimensional não-métrico, que é um teste de ordenação multivariada utilizado para visualizar padrões na composição de comunidades biológicas (Lumini et al., 2025). Trata-se de uma análise robusta para dados ecológicos por utilizar *ranks* invés de distâncias absolutas entre objetos. A eficácia da representação gráfica é medida pelo valor de “*stress*”, em que valores baixos, próximos a 0,1 indicam uma ordenação confiável.

O NMDS é geralmente acompanhado pela PERMANOVA, que fornece o teste de significância de diferenças entre matrizes de dados complexos, ou seja, confirmar se os agrupamentos visualizados no gráfico são significativamente diferentes entre si. Utiliza permutações para calcular a probabilidade de as diferenças observadas terem ocorrido ao acaso, esta análise é quase sempre em uma matriz de dissimilaridade, cuja mais utilizada para dados de abundância em ecologia é a de Bray-Curtis (Canelo et al., 2024).

De forma geral, a monitorização das comunidades de artrópodes constitui uma ferramenta útil para avaliar respostas ecológicas a alterações do habitat, uma vez que a sua diversidade, composição e funcionalidade estão fortemente associadas à estrutura e composição da vegetação (Gardner et al., 1995). Sendo assim, os artrópodes podem atuar como bioindicadores dos efeitos do pastoreio nos ecossistemas, dado que as alterações na intensidade e gestão do pastoreio frequentemente se refletem em mudanças na arquitetura da vegetação, no microclima e na disponibilidade de recursos tróficos fornecidos pelas plantas. Assim, a interpretação dos índices de diversidade da fauna edáfica não deve ser dissociada do estado do coberto vegetal (Haan & Landis, 2020).

Neste contexto, a resposta das comunidades de artrópodes deve ser interpretada em conjunto com as alterações da vegetação, uma vez que a forma como a paisagem se reconfigura sob a pressão herbívora depende das estratégias biológicas e funcionais desenvolvidas pelas comunidades vegetais para tolerar, resistir ou compensar a desfolhação e o impacto mecânico associados ao pastoreio.

3.7 Técnicas de monitorização da estrutura da vegetação

A monitorização da vegetação pode ser realizada por meio de diversas técnicas que variam de acordo com a escala, o objetivo e as tecnologias disponíveis para o desenvolvimento do trabalho. Entre os métodos tradicionais destacam-se os levantamentos e inventários de campo, que envolvem a recolha direta dos dados *in loco*. O censo, por exemplo, consiste na contagem completa de todos os indivíduos em uma comunidade, mas devido ao alto custo e tempo demandado não é aplicado em grandes áreas (Freitas et al., 2012).

Outros métodos incluem a instalação de parcelas de área fixa, cujo tamanho e forma são pré-definidos de acordo com o tamanho da área total e objetivos do estudo. Além disso, há o método de quadrantes, método de Bitterlich, Prodan e outros que servem para a recolha de dados referentes à altura, diâmetro, volume, etc. (Freitas et al., 2012).

As características estruturais da vegetação, como a cobertura vegetal e o biovolume, podem ser avaliadas usando o método de interseção de linha (Canfield, 1941), que consiste na medição da projeção horizontal das plantas que interceptam um transecto previamente definido. Geralmente, o comprimento da linha é de 20 metros, ao longo dos quais são registradas as espécies, o comprimento e altura média da vegetação (Castro et al., 2022; de Souza et al., 2025).

Para a estimativa da biomassa vegetal, podem ser utilizados métodos não destrutivos baseados no uso de equações alométricas que utilizam variáveis como altura e diâmetro das plantas ou métodos destrutivos, que envolvem o corte e pesagem da biomassa húmida e, depois, seca. Além das técnicas de campo, há o uso de tecnologias de detecção remota aliadas com técnicas de modelagem, incluindo algoritmos de aprendizado de máquina e análises estatísticas, aplicadas para estabelecer relações entre os conjuntos de dados e a biomassa florestal (Rajput, 2025).

A detecção remota constitui uma abordagem econômica, replicável e de cobertura global (Al Saim e Aly, 2025). Os sistemas óticos passivos utilizam sensores em satélites que orbitam a Terra para capturar a reflectância da luz solar (como Landsat, Sentinel, MODIS, etc.). Em contraste, o LiDAR (*Light Detection and Ranging*) é um sensor ativo que emite pulsos de luz na faixa do infravermelho próximo para criar nuvens de pontos tridimensionais da estrutura da vegetação, permitindo realizar medições precisas de altura, volume, densidade e área de copa (Muley et al., 2025).

Outra alternativa são os veículos aéreos não tripulados (VANTs), eles possuem sensores com resoluções temporal, espacial e espectral superiores à de satélites tradicionais

(Melitha et al., 2025), e podem carregar sensores RGB, multiespectrais ou sensores LiDAR. Eles capturam dados em diferentes comprimentos de onda e permitem a manipulação dos dados para aplicação em diversas áreas, como na estimativa de carga de combustível, avaliação da estrutura da vegetação, entre outros.

Os VANTs utilizam câmeras ópticas para capturar imagens sobrepostas da área de interesse, a partir das quais é gerada uma nuvem de pontos. Esse processamento possibilita a obtenção de modelos de altura do dossel e estimativas de biomassa (Melitha et al., 2025). A partir dos dados processados, são gerados o Modelo Digital de Superfície (MDS ou DSM, em inglês), que representa a cobertura vegetal e outros elementos acima do solo, e o Modelo Digital de Terreno (MDT ou DTM), que representa a superfície do solo.

Em ambientes de pastagem e sistemas silvopastoris, têm surgido novas técnicas de monitorização do impacto dos animais, como o uso de coleiras com sistema de IoT acoplado com rastreadores e sensores ambientais. Essas tecnologias permitem monitorar a intensidade, a extensão e outros aspectos do pastoreio (Araujo et al, 2024), contribuindo para uma avaliação ampla e integrada dos serviços ecossistêmicos, auxiliando no planejamento das áreas de pastoreio, bem como, na gestão das áreas para redução de material combustível e, conseqüente redução do risco de incêndios.

Nos últimos anos, diversas pesquisas têm destacado a eficiência no uso de sensores remotos para a monitorização da estrutura da vegetação e para o impacto do pastoreio em sistemas agroflorestais. Frongia et al. (2023) estudaram o efeito do pastoreio rotativo em sistemas silvopastoris Ibéricos através da análise de séries temporais do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) a partir de detecção remota pelo satélite Landsat. O estudo evidenciou que o uso de dados multitemporais de satélite combinado com informações espectrais pode ser uma ferramenta valiosa para comparar os impactos de manejo, no entanto, deve-se atentar à resolução espacial e temporal, sendo importante dados de campo para confirmar os padrões observados.

Avaliar com precisão a quantidade e qualidade da biomassa e da estrutura da vegetação pode melhorar a eficiência da produção e reduzir o impacto ambiental do pastoreio (Furnitto et al., 2025). A combinação de dados de satélite e VANT de alta resolução permitem estimativas confiáveis através de métodos não destrutivos da vegetação. Além disso, algoritmos de aprendizado de máquina podem ser usados para estimar a biomassa acima do solo em grandes áreas, contribuindo para a monitorização do estoque de carbono, por exemplo (Thapa et al., 2023).

3.8 O projeto ASINIFIRE

Nas últimas décadas, os territórios do interior de Portugal têm enfrentado mudanças profundas e significativas na paisagem, devido às transformações económicas e sociais, as quais foram agravadas pelas alterações climáticas. Neste sentido, o projeto ASINIFIRE – Asininos na Prevenção de Incêndios para a Resiliência Ecológica surge como uma resposta estratégica e adaptativa aos desafios impostos pelas mudanças globais e pelo abandono das atividades tradicionais nos territórios do interior da Península Ibérica.

O projeto foca-se na Reserva da Biosfera da Meseta Ibérica (RBMI), abrangendo os concelhos de Bragança e Vimioso em Portugal, e a província de Zamora em Espanha. O conceito central do ASINIFIRE assenta no desenvolvimento de um sistema sustentável de gestão da vegetação que utiliza o pastoreio de raças autóctones de asininos — o Burro de Miranda e o Asno Zamorano-Leonês. Esta abordagem integrada visa não apenas a redução do risco de incêndio em áreas periurbanas estratégicas, mas também a conservação da biodiversidade e a preservação do património cultural associado a estes animais.

Os objetivos específicos do projeto estruturam-se em torno de cinco eixos principais:

- Gestão de Combustível: Implementar práticas de pastoreio *in situ* em quatro tipologias de habitat na RBMI para reduzir a biomassa de forma eficiente e económica;
- Inovação Florestal: Avaliar a eficiência da tração animal como uma alternativa de baixo impacto ambiental em comparação com modelos mecanizados convencionais, especialmente em terrenos de difícil acesso como encostas íngremes;
- Monitorização Científica e Bem-Estar: Desenvolver protocolos rigorosos para avaliar o impacto do pastoreio na biodiversidade vegetal e na compactação do solo, utilizando tecnologias como coleiras-GPS para monitorizar o comportamento e garantir o bem-estar animal;
- Valorização Económica: Criar uma rede transfronteiriça de *stakeholders* para identificar novas oportunidades económicas, como a produção de fertilizantes naturais, leite de burra ou turismo sustentável, promovendo a fixação da população no território;
- Replicação e Coesão: Estabelecer um modelo de gestão robusto que possa ser replicado em outras regiões ibéricas que enfrentam problemas semelhantes de desertificação e risco de fogo.

A metodologia do projeto inclui a instalação de quatro áreas experimentais (São Joanico e Vilarinho em Portugal; Calzadilla de Tera e Arroyo del Vale em Espanha) onde

o impacto dos animais é medido através de parâmetros como o biovolume e a riqueza florística. O pastoreio por asininos pode reduzir o risco de incêndio ao mesmo tempo que promove o desenvolvimento sustentável alinhado com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, nomeadamente na ação climática e proteção da vida terrestre. Assim, o ASINIFIRE posiciona-se como uma ferramenta inovadora que concilia a ciência moderna com recursos endógenos tradicionais para construir territórios mais resilientes.

No âmbito do projeto ASINIFIRE, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos do pastoreio na biodiversidade de artrópodes, componente essencial para o funcionamento dos ecossistemas, bem como os seus impactos na vegetação, relevante para a propagação dos incêndios rurais. Para tal, foram utilizados dados recolhidos em campo e informação obtida através de sensores remotos.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo e desenho experimental

Este trabalho integra o projeto ASINIFIRE – Asininos na Prevenção de Incêndios para a Resiliência Ecológica, no qual se realizam amostragens em quatro áreas da Reserva da Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica (RBTMI). A reserva abrange 1,1 milhão de hectares nos municípios da Terra Fria, Terra Quente, Douro Superior e Beira Alta, em Portugal, bem como em municípios da região de Zamora e Salamanca, em Espanha (Quatenaire, n.d.).

O estudo foi desenvolvido em quatro parcelas (duas em Espanha e duas em Portugal) compostas por duas subparcelas, uma com vegetação herbácea (lameiros ou juncais) e outra com vegetação lenhosa (Tabela 1). Estão localizadas a uma altitude aproximada de 500 metros e, de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger recebem influência de três tipos climáticos: clima mediterrânico de verão temperado (Csb), de verão quente (Csa) e clima temperado oceânico (Cfb) (Beck et al., 2018).

Tabela 1 - Especificações das parcelas de estudo

	Vilarinho (VL)	São Joanico (SJ)	Arroyo del Valle (AV)	Calzadilla de Tera (CT)
Localização	Bragança, Portugal	Vimioso, Portugal	Zamora, Espanha	Zamora, Espanha
Coordenadas (lat./long.)	48,363257; -6,579888	41,605308; -6,465259	41.953941; -6,125652	41.949357; -6,077453
Área da parcela (ha)	1,88	1,29	4,00	1,50
Período de pastoreio	09/07 - 08/08	16/05 - 02/07	30/05 - 24/06	30/05 - 24/06
Carga animal (burros/ha)	2	4	2	5
Amostragem da vegetação	20/06 e 08/08	16/05 e 02/07	29/05 e 24/06	28/05 e 25/06
Amostragem dos artrópodes	09/06 e 08/08	06/05 e 02/07	20/05 e 24/06	20/05 e 25/06
Tipo de ambiente	Lameiro degradado com freixos e carvalhal/azinhal	Lameiro degradado; Mato com árvores dispersas.	Juncal mediterrâneo; Mato (azinhal)	Juncal mediterrâneo; Mato (azinhal)
Paisagem	Limitado por azinhal, carvalhal, parcelas agrícolas e ribeira do Ornal	Limitado por carvalhal e pinhal	Limitado por azinhal, área arbustiva e zona de inundação	Prado com arbustos dispersos, zona de azinhal
Temperatura (média anual)	12,1°C	10 - 14°C	10,5-11,5°C	11,5-12,5°C
Precipitação (média anual)	1.500 mm	500 - 800 mm	650-750 mm	500-600 mm

Fonte: IPMA (2025) e AEMET (2000).

A vegetação da região de estudo é composta, no estrato arbóreo, por carvalho-negral (*Quercus pyrenaica* Willd.) nas Terras Frias, com altitude acima de 500 metros, e por azinheiras (*Quercus rotundifolia* Lam.) e freixos (*Fraxinus angustifolia* Vahl) nas Terras Quentes (abaixo dos 500 m). Regista-se a presença de espécies arbustivas lenhosas como espécies dos gêneros *Cytisus*, *Genista*, *Cistus*, *Erica* ou *Rosa*, e de espécies herbáceas características das áreas de lameiro, tais como gramíneas (ex.: *Festuca*, *Lolium*, *Dactylis*), leguminosas (ex.: *Trifolium*, *Vicia*), e outras ervas (ex.: *Plantago*, *Ranunculus*).

Antes da entrada dos animais, as áreas foram vedadas e foram instalados bebedouros e manjedouras (Figura 5). Foram introduzidas cargas animais variadas em cada parcela, de acordo com a dimensão da área e a disponibilidade de animais. O pastoreio ocorreu no período de transição entre a primavera e o verão, por corresponder ao período com maior acumulação de vegetação e quando o conteúdo de biomassa seca atinge os valores mais críticos (Aretano et al., 2015). Os animais permaneciam 24 horas por dia na área e, em alguns momentos foi distribuída alimentação suplementar (composta por fardos de palha) nas áreas de mato, de forma a estimular o consumo da vegetação neste habitat quando necessário para garantir o bem-estar animal.



Figura 5 - Instalação de (a) bebedouro e (b) manjedoura para os animais.
Fonte: Equipa ASINIFIRE.

Nas quatro parcelas (Figura 6), foram monitorizadas a vegetação e as comunidades de artrópodes (ver itens 4.2 e 4.3). Na parcela localizada em São Joanico (Vimioso), foi também realizada uma varredura aérea com sensor LiDAR. A área de São Joanico é representativa pois busca trazer resposta à necessidade de uma gestão integrada da floresta e dos baldios, considerando proprietários, empresas locais e outros parceiros para a intervenção e gestão do território.

Localização das áreas de estudo

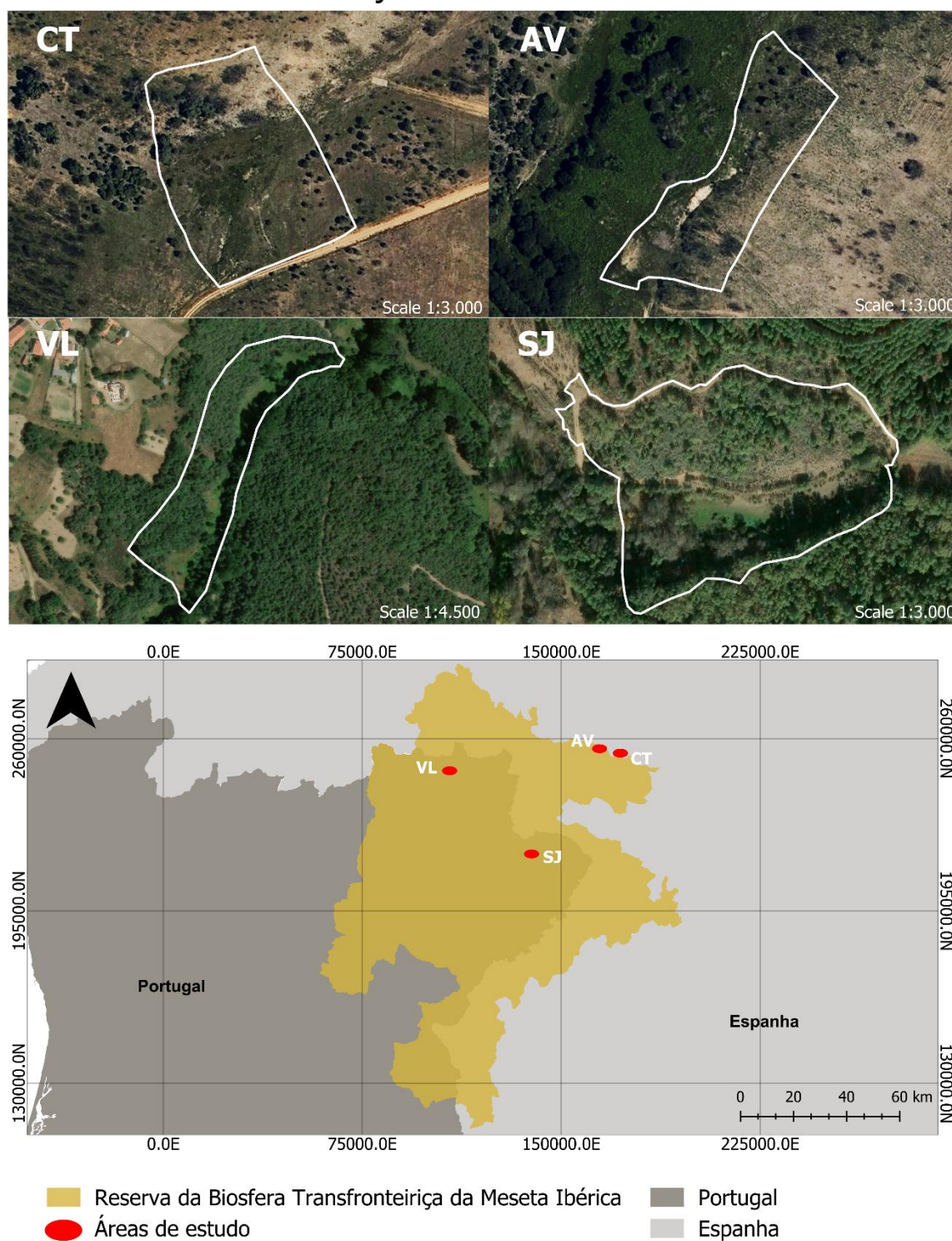


Figura 6 - Localização da área de estudo.
Fonte: Autoria própria (2026).

4.2 Amostragem dos artrópodes

A amostragem dos artrópodes do solo foi realizada em dois períodos: pré e pós-pastoreio (t0 e t1, respectivamente), com três amostragens em cada subparcela (habitat

herbáceo e lenhoso de cada localidade), totalizando 12 amostras por habitat no t0 e 12 amostras no t1, e 48 amostras no total. Os artrópodes foram amostrados com recurso a armadilhas de queda (*pitfall traps*), uma das técnicas utilizadas para amostragem de artrópodes na superfície do solo; trata-se de um método que permite recolher informações sobre a diversidade, distribuição e abundância das espécies.

As armadilhas consistem num recipiente cilíndrico de plástico sem tampa (16 cm de altura e 9 cm de diâmetro), com 150 ml de uma solução de água, polipropilenoglicol (anticongelante) (3:1) e 3 a 4 gotas de detergente. As armadilhas são enterradas até a borda, de forma a permitir a queda dos artrópodes da superfície do solo. A instalação das armadilhas foi feita uma semana antes da entrada dos animais (amostragem t0) e no momento da saída deles (amostragem t1), a retirada ocorreu após sete dias, quando foram recolhidas e levadas ao laboratório.

Cada armadilha foi instalada respeitando uma distância mínima de 25 metros da orla e, quando possível, uma distância de 50 metros entre armadilhas (Figura 7), para evitar efeitos de borda e influência na atividade dos artrópodes, além de captar a heterogeneidade do ambiente. As recolhas de dados foram realizadas uma semana antes a entrada dos animais e na data de saída dos mesmos, conforme especificado na Tabela 1.

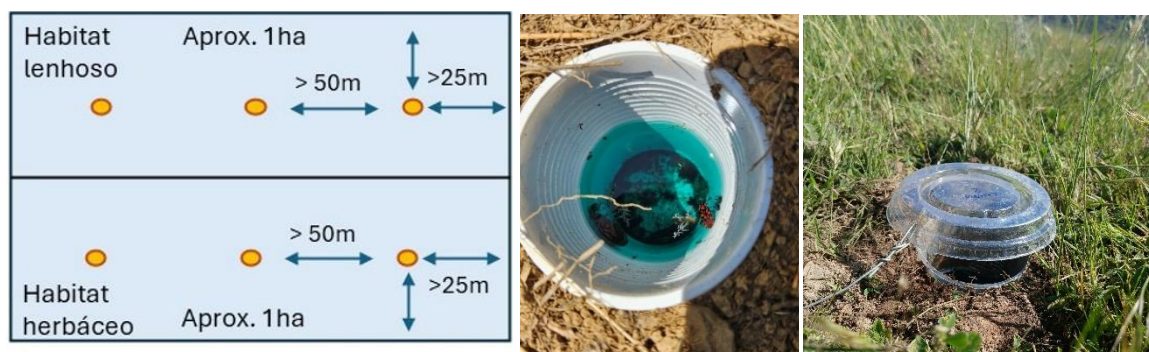


Figura 7 - Desenho amostral e recolha de campo.
Fonte: Autoria própria (2026).

Em laboratório, o conteúdo de cada recipiente foi filtrado e armazenado em frascos de vidro com álcool a 70% e, em seguida, procedeu-se a triagem e identificação dos exemplares (Figura 8). Os espécimes foram identificados ao máximo nível taxonómico possível, com auxílio de um microscópio estereoscópico e de chaves dicotômicas.

A cada grupo taxonómico foi-lhe feita a atribuição do grupo funcional através de pesquisas bibliográficas. A função ecológica do grupo pode ser atribuída com base no tipo de alimentação, sua estratégia de reprodução ou o modo como obtém energia, entre outras. A categorização em grupos funcionais permite prever como as alterações no ecossistema

podem impactar as funções ecológicas e os serviços ecossistêmicos oferecidos (Carvalho, 2024).



Figura 8 - Triagem e identificação dos espécimes em laboratório.
Fonte: Autoria própria (2026).

4.3 Monitorização da estrutura da vegetação

4.3.1 Amostragem em campo

Para caracterizar a vegetação local, realizaram-se levantamentos de campo pré e pós-pastoreio do biovolume, cobertura e biomassa vegetal, a fim de avaliar o impacto da atividade animal na estrutura do povoamento e na biodiversidade das espécies lenhosas. Para quantificar o biovolume e cobertura, foi utilizado o método de interseção de linhas ou método dos transectos (Canfield, 1941), no qual foram estabelecidos três pontos em cada habitat (os mesmos pontos em que foram instaladas as armadilhas *pitfall*) e a partir destes, foi instalado o transecto de 20 metros de comprimento na direção norte de cada ponto de amostragem.

Foram realizadas três amostragens em cada subparcela (habitat herbáceo e lenhoso de cada localidade), totalizando 12 amostras por habitat no t0 e 12 amostras no t1, e 48 amostras no total. As recolhas de dados foram realizadas nas mesmas datas de recolha dos artrópodes: uma semana antes a entrada dos animais e na data de saída dos mesmos, conforme especificado na Tabela 1.

Nestes 20 metros, foram registados o comprimento da interseção de cada espécie arbustiva e regeneração de espécies arbóreas, vegetação herbácea total, matéria morta e solo nu, além da medição da altura modal de cada espécie arbustiva para avaliação do biovolume. A cobertura (CV) de cada parâmetro refere-se à extensão da superfície coberta por cada um dos parâmetros quantificados, esse valor é expresso em porcentagem e

calculado através da seguinte equação:

$$\text{Cobertura vegetal}_i(\%) = \frac{\text{Distância total (i)}}{\text{Distância total do transecto}} * 100 \quad (\text{Equação 4})$$

O biovolume foi calculado para cada espécie lenhosa separadamente por meio da equação 5 e depois somados os valores para obter o biovolume total para o transecto. Para estimar o valor por hectare, o cálculo assume que uma cobertura de 50% em um hectare corresponde a 5.000 m², o que permite converter os dados da linha para uma área.

$$\text{Biovolume } sp \text{ (m}^3\text{)} = \text{Cobertura vegetal}_{sp}(\%) * \text{Altura média (m)} \quad (\text{Equação 5})$$

A biomassa herbácea foi avaliada utilizando o método destrutivo de corte e pesagem (Figura 9). Utilizou-se uma moldura amostral de 0,25 m² como referência (quadrado de amostragem), a qual foi lançada aleatoriamente nas proximidades de cada armadilha *pitfall*, totalizando 12 amostras por habitat no t0 e 12 amostras no t1, e 48 amostras no total. No local onde a moldura caiu, as plantas foram cortadas ao nível do solo e embaladas em sacos plásticos identificados para evitar a perda de umidade. Em laboratório, cada amostra foi pesada e seca em estufa a 70°C por 48 horas. Após a secagem, as amostras foram pesadas novamente, tendo os cálculos sido realizados e extrapolados para 1 hectare na unidade padrão (kg ha⁻¹), conforme a equação abaixo.

$$\text{Biomassa herbácea (kg/ha)} = \frac{\text{Peso seco da amostra (kg)}}{0,000025 \text{ ha}} \quad (\text{Equação 6})$$



Figura 9 - Recolha e processamento da biomassa herbácea.
Fonte: Autoria própria e equipa ASINIFIRE (2026).

4.3.2 Monitorização por detecção remota

Foram realizadas recolhas de campo em dois momentos: um ano antes do início da amostragem e cerca de três meses após a saída dos burros, através da varredura aérea com

VANT. O levantamento da nuvem de pontos LiDAR foi efetuado com o sensor Zenmuse L1 acoplado a um drone DJI matrice 300 RTK, seguindo um plano de voo pré-definido e gerado por meio do *software* DJI Pilot, com correção diferencial de Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS). A tabela seguinte apresenta os parâmetros de voo e de processamento dos dados.

Tabela 2 - Configurações do levantamento

Parâmetros de voo	
Data dos voos	27/06/2024 e 26/09/2025
Equipamento VANT	DJI Matrice 300 RTK
Mapeamento LiDAR	Zenmuse L1
Altitude de voo	70 metros (Terrain Following mode)
Densidade média da nuvem de pontos	350 pontos/m ²
Sobreposição lateral	80%
Sobreposição longitudinal	80%
Modo de retorno	Múltiplo (topo, intermediário e solo)
Taxa de amostragem	160 kHz
Modo de mapeamento	Repetitivo

Fonte: Autoria própria (2026).

Fonte: Castro et al. (2026)

Após os levantamentos de campo, os dados LiDAR foram processados através do *software* DJI Terra e convertidos em nuvens de pontos no formato “.las”, utilizando o sistema de referência de coordenadas EPSG 3736 (ETRS89/Portugal TM06). As nuvens de pontos densas, geradas recorrendo a técnicas fotogramétricas, representam a estrutura tridimensional da área de estudo com coordenadas X, Y e Z precisas.

Para obter os valores de elevação considerando a altura das espécies vegetais, as nuvens de pontos foram filtradas e classificadas em pontos terrestres, contendo apenas pixels do solo, para criar Modelos Digitais de Terreno e não terrestres, para criar Modelos Digitais de Superfície, os quais consideram todos os objetos acima do solo. O processamento foi realizado no *software* Agisoft Metashape Professional, atribuindo a cada *pixel* um valor referente à elevação.

Os modelos digitais de elevação foram processados no *software* QGIS, através da ferramenta “*Raster Calculator*”, na qual se realizou a operação de subtração do MDS pelo MDT. O resultado obtido desta operação é o Canopy Height Model (CHM) de cada nuvem de pontos, o qual representa a estrutura vertical do dossel e fornece informações relevantes sobre a altura das plantas e, conseqüentemente, sobre o consumo da vegetação pelos animais em períodos distintos.

Ainda no *software* QGIS (versão 3.40.14 – Bratislava) (QGIS.org, 2026), a partir dos

pontos vetoriais das armadilhas *pitfall* foram criados raios de 2, 5, 10, 15 e 20 metros ao redor de cada uma delas, recorrendo à ferramenta *buffer*. Os diferentes raios foram escolhidos para captar a variação entre a escala micro (consumo animal) e macro (efeito do pastoreio na parcela). Através do terminal *Python*, foi desenvolvido um script para calcular os percentis, classes de altura (estratos), altura média, altura máxima e volume para cada raio criado, com base no CHM.

Além disso, foi calculado o índice FHD normalizado (Foliage Height Diversity) (Equação 6), o qual é uma adaptação do índice de Shannon-Wiener para calcular a diversidade vertical da vegetação, proposto originalmente por MacArthur & MacArthur (1961) para o estudo de aves. O FHD descreve a riqueza estrutural vertical, atingindo o seu valor máximo quando todas as camadas apresentam o mesmo número de pontos de retorno (mesma quantidade de vegetação em todas as camadas) (Moudrý et al., 2023) e varia conforme a distribuição dos pontos LiDAR nos diferentes estratos da vegetação.

$$\text{FHD norm} = \frac{-\sum_{i=1}^n p_i \ln p_i}{\ln(n)} \quad (\text{Equação 7})$$

A literatura não define uma quantidade de estratos adequada, uma vez que esta varia conforme o objetivo da análise. Neste caso, foram estabelecidas 10 classes de altura da vegetação com 25 centímetros cada, as quais se iniciam na altura zero (solo) até aos 2,5 metros. Este valor foi definido com uma margem de segurança, uma vez que a estação de alimentação dos asininos, que é a área máxima que pode ser explorada sem deslocamentos, corresponde a uma altura de 2 metros de altura e a um raio de 0,5 metros em redor da boca do animal (Volpe et al., 2025).

Este processo foi executado para as duas imagens, com 6 amostras em cada período, e 5 raios diferentes, permitindo a obtenção de 60 valores para cada variável; o resultado foi exportado para uma folha de cálculo *Excel* e, posteriormente, analisado estatisticamente.

4.4 Análises estatísticas

4.4.1 Análises estatísticas dos artrópodes

Para avaliar a riqueza, abundância e distribuição dos artrópodes entre os habitats e entre os períodos de amostragem, foram utilizados índices de diversidade, nomeadamente o índice de Shannon-Wiener (Equação 1) e o índice de Simpson (Equação 2), através da abordagem de Hill Numbers, que modela a diversidade como uma função de um parâmetro

que determina o nível de sensibilidade do índice à abundância relativa das espécies (Vion-Guibert et al., 2026) e permitem uma interpretação mais intuitiva.

Em ecologia, os dados raramente apresentam uma distribuição normal. As variáveis de contagem, como a abundância de artrópodes, assumem apenas valores inteiros não negativos e apresentam geralmente distribuições assimétricas, especialmente para valores baixos, sendo frequente que a variância aumente com a média. Estas características justificam a utilização de modelos estatísticos com distribuições específicas para dados de contagem, como modelos com distribuição de Poisson, ou binomial negativa quando se verifica sobredispersão (LABTROP, 2025). Desta forma, para testar os efeitos do pastoreio em cada grupo funcional, foram ajustados modelos lineares mistos generalizados (GLMM).

A abundância (variável resposta) foi modelada como uma função das variáveis explicativas de pastoreio (níveis: pré-pastoreio e pós-pastoreio), dos tipos de habitat (níveis: lameiro e matos) e da sua interação, com o local de amostragem incluído como fator aleatório para considerar a dependência espacial. Os modelos foram ajustados usando uma distribuição de erro de Poisson para contagens, ou binomial negativa (nbinom2) no caso de sobredispersão. A adequação dos modelos foi avaliada através da análise dos resíduos, incluindo a verificação do ajuste do modelo, presença de sobredispersão, inflação de zeros e detecção de observações extremas.

Para explorar se o pastoreio e o tipo de habitat influenciaram a composição taxonômica da comunidade de artrópodes, realizou-se uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), baseada nas dissimilaridades de Bray-Curtis. Efetuou-se também uma análise NMDS para avaliar a influência do pastoreio sobre os grupos funcionais, sendo as abundâncias agregadas por armadilha de queda e, cada armadilha considerada como uma unidade amostral independente.

Relativamente aos dados taxonômicos, os táxons raros (presentes em menos de 10% das unidades) foram excluídos antes da ordenação, de forma a reduzir o ruído estatístico, tendo o NMDS sido ajustado para atingir um valor de stress aceitável. A influência do ambiente (lameiros e matos) na composição da comunidade foi testada usando uma análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA) com base nas distâncias de Bray-Curtis com 999 permutações. Para avaliar se os resultados da PERMANOVA poderiam ser influenciados por uma dispersão multivariada desigual, a homogeneidade das dispersões foi testada usando um teste de permutação com base nas distâncias aos centroides do grupo.

Para avaliar as alterações na composição específica associadas ao pastoreio e determinar se estas resultaram predominantemente de substituição de espécies ou de processos de perda e ganho de espécies, foi realizada uma análise de espécies indicadoras através da função *indval* do pacote *indicspecies* (De Cáceres & Legendre, 2009), seguido do teste de diversidade beta através do Índice de Sørensen com partição de Baselga (Baselga, 2010), utilizando a função *betapart* (Baselga et al., 2025).

Além disso, foi realizada a análise de estabilidade trófica, para avaliar a permanência, resiliência ou a mudança (*turnover*) das funções ecológicas da comunidade ao longo do tempo ou em resposta ao pastoreio. Esta análise é baseada no Índice de Shannon e foca não apenas nos organismos presentes, mas o que eles estão fazendo no ecossistema: predação, herbivoria, predação, polinização, entre outros. Quando mais elevado o valor do índice, maior é a complexidade da teia trófica

Para modelar o impacto da perturbação foi realizada a aplicação de um modelo GLMM, incorporando o tipo de ambiente, período de pastoreio e interações como efeitos fixos, esta abordagem permitiu quantificar não apenas as flutuações absolutas na teia alimentar, mas sobretudo aferir a resiliência ecológica e a capacidade de reajuste das proporções funcionais do ecossistema face ao pisoteio e à remoção de biomassa.

Todas as demais análises estatísticas foram realizadas no software R (versão 4.5.0), utilizando as funções *metaMDS*, *adonis2* e *betadisper* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2025), a função *glmmTMB* do pacote *glmmTMB* (Brooks et al., 2017) e *simulateResiduals* do pacote *DHARMa* (Hartig et al., 2024).

4.4.2 Análises estatísticas da vegetação

A diversidade taxonômica de espécies lenhosas (riqueza específica de espécies, diversidade de Shannon e Índice de Simpson – equações 2 e 3, secção 3.5) foi calculada usando a função *specnumber* e a função *diversity* do pacote *vegan* em R (Oksanen et al., 2025). As análises foram realizadas considerando o período de amostragem e o habitat como fontes de variação; a resposta da diversidade taxonômica das plantas a estas condições foi analisada utilizando os pacotes *dplyr* (Wickham et al., 2014) e *glmmTMB* (Brooks et al., 2017).

Foram ajustados modelos independentes para cada métrica de diversidade, utilizando a família Poisson para a riqueza específica, por se tratar de uma variável de contagem, a família Gaussiana para o índice de Shannon, dado que essa métrica apresenta geralmente

uma distribuição aproximadamente contínua e simétrica, e a família Beta para o índice de Simpson, uma vez que os seus valores são limitados ao intervalo entre 0 e 1.

Foram utilizados GLMM para testar os efeitos do pastoreio nas variáveis da vegetação (biomassa, biovolume e cobertura vegetal), utilizando a distribuição Tweedie, adequada para dados contínuos e assimétricos que incluem valores de zero exatos, sem necessidade de transformações artificiais. Os modelos foram validados através de diagnósticos de resíduos com as funções *performance* (Lüdecke et al., 2021) e *simulateResiduals* do pacote DHARMA, no R (versão 4.5.0) (Hartig et al., 2024).

Quando foram detetados efeitos significativos dos fatores ou das interações, as diferenças entre níveis foram avaliadas através de contrastes pareados entre médias marginais estimadas (EMMs), utilizando o ajuste de Tukey para múltiplas comparações, recorrendo ao pacote *emmeans* (Searle et al., 1980). Para acomodar a dependência espacial e temporal das observações decorrente da estrutura hierárquica do desenho experimental, utilizou-se a localização e o identificador (ID) da parcela como factor aleatório. A possibilidade de heterocedasticidade foi considerada permitindo que o parâmetro de dispersão variasse em função do habitat, através da especificação de uma fórmula de dispersão nos modelos.

Foi executada uma PERMANOVA baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (999 permutações), que usa estatística de teste pseudo-F e compara a variabilidade de conjuntos de dados multivariados dentro dos grupos com a variabilidade entre os mesmos (Gonçalves-Souza et al., 2019), a fim de comparar a composição vegetal entre os diferentes ambientes (lameiros e matos). A análise foi realizada com a função *adonis* e a dispersão (variabilidade das comunidades) foi testada pela função *betadisper* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2025), sendo representada graficamente através de um escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS).

Por fim, através da função *indval* do pacote *indicspecies* (De Cáceres & Legendre, 2009), avaliou-se a fidelidade (frequência de ocorrência em cada habitat) e a especificidade (preferência da espécie por um determinado ambiente), identificando as espécies-chave para cada habitat.

4.4.3 Análises estatísticas da vegetação por sensores remotos

A aplicação de métodos estatísticos auxilia a visualizar ruídos, erros acumulados e os seus efeitos. As variáveis obtidas por meio do processamento do CHM foram utilizadas para avaliar a dinâmica da vegetação ao longo do tempo sob a ocorrência de pastoreio. O

intervalo de cerca de um ano entre as imagens permite avaliar a capacidade de recuperação da vegetação após o pastoreio e a resposta compensatória da vegetação. O intervalo temporal também ajuda a distinguir em quais habitats o pastoreio gerou mudanças duradouras na estrutura vegetal e na resiliência dos habitats.

As análises das variáveis altura média, biovolume e FHD foram realizadas excluindo a cobertura arbórea; na prática, valores de altura superiores a 2,5 metros foram descartados do cálculo. Considerando o habitat e o factor tempo (pré e pós-pastoreio) como variáveis categóricas, foi aplicado um modelo linear misto para as três variáveis dependentes, tendo-se incluído como efeito aleatório a localização de cada ponto das parcelas, a fim de evitar a pseudoreplicação. Foi realizado o teste de hipóteses e contrastes, através da aplicação de ANOVA e análises *post-hoc* emparelhadas utilizando as Médias Marginais Estimadas (EMMs), procedeu-se, em seguida, à validação de pressupostos por meio do teste de Shapiro-Wilk.

Além disso, para examinar alterações na arquitetura vertical da vegetação, realizou-se uma análise multivariada sobre o perfil vertical da vegetação herbácea e arbustiva (até 2,5 metros de altura); a matriz de dados foi composta pelas proporções de densidade de vegetação em diferentes estratos de altura derivados do LiDAR. As distâncias de dissimilaridade foram calculadas utilizando o índice de Bray-Curtis, com 999 permutações. O modelo testou os efeitos do habitat, pastoreio e da respetiva interação na distribuição vertical da vegetação.

Da mesma forma, conduziu-se uma segunda PERMANOVA para avaliar o efeito em diferentes escalas espaciais (raios) e, por fim, para identificar os estratos verticais que mais contribuíram para as diferenças estruturais observadas, aplicou-se uma análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER).

Esta análise permitiu decompor a dissimilaridade global de Bray-Curtis em contribuições individuais para cada estrato de 25 centímetros da vegetação. A análise focou-se na microescala de forrageamento (2 m de raio) e na escala da unidade da paisagem (20 metros), permitindo identificar qual escala é responsável pelas principais modificações.

Para cada estrato, calculou-se a contribuição percentual para a dissimilaridade total entre os períodos pré e pós-pastoreio. A significância estatística da contribuição de cada estrato foi validada através de testes de permutação. Adicionalmente, identificou-se o sentido da mudança para cada biomarcador estrutural, determinando em qual período (pré ou pós) cada estrato apresentou maior abundância relativa. Esta abordagem permitiu isolar as camadas de vegetação que funcionam como indicadores diagnósticos do impacto do

pastoreio asinino e da dinâmica sucessional.

Os testes foram realizados no *software* R, utilizando os pacotes *lme4*, *lmerTest* e *emmeans* (Kuznetsova et al., 2017; Searle et al., 1980).

PERMANOVA. Para os taxa, o ambiente e o pastoreio apresentaram efeitos significativos, ou seja, as espécies de artrópodes, em geral, diferem entre os lameiros e os matos ($F = 4.19$, $p = 0,001$, $R^2 = 0,089$) antes e depois do pastoreio ($F = 2,77$, $p = 0,001$, $R^2 = 0,059$). A introdução dos burros causou uma substituição de espécies com a mesma intensidade em ambos os ambientes, ($F = 0.785$, $P = 0.591$, $R^2 = 0.016$). Estatisticamente não há um habitat que sofra uma alteração mais severa do que o outro.

Apesar de o pastoreio causar uma mudança na comunidade de espécies, a avaliação da composição funcional indica que não existem diferenças estatísticas dos grupos entre habitats ($F = 1,500$, $p = 0,206$, $R^2 = 0,034$) e pelo efeito do pastoreio ($F = 0,378$, $p = 0,912$, $R^2 = 0,008$). Já a interação (pastoreio x habitat) é significativa ($F = 2,323$, $p = 0,037$, $R^2 = 0,053$), ou seja, o pastoreio promove um efeito diferente em cada habitat. Apesar disso, estes fatores explicam apenas uma pequena parte da variação; os valores residuais devem-se a variáveis não mensuradas que também interferem na estrutura espacial das comunidades de artrópodes.

Quanto às espécies indicadoras de cada ambiente, o teste IndVal demonstrou que existem 14 espécies sensíveis e indicadoras significativas das alterações provocadas pelo pastoreio (Tabela 3), na tabela os valores de um representam que a espécie é uma indicadora daquele tipo de tratamento, enquanto os zeros, representam ausência de significância. A ordem Opiliones, por exemplo, foi encontrada nos lameiros e matos apenas no pré-pastoreio (IndVal = 0,708, $p = 0,008$), já as espécies de formiga *Cataglyphis iberica* (IndVal = 0,620, $p = 0,023$) e *Aphaenogaster gibbosa* (IndVal = 0,603, $p = 0,023$) (Hymenoptera, Formicidae) são representativas na área pós-pastoreio.

Tabela 3 - Tabela de espécies indicadoras de habitat.

Taxa	Lameiro Pós-pastoreio	Lameiro Pré-pastoreio	Matos pós-pastoreio	Matos pré-pastoreio	stat	p.value
<i>Pheidole pallidula</i>	0	0	1	1	0,807	0,001
<i>Formica cunicularia</i>	1	0	0	0	0,770	0,001
Acrididae	0	1	0	0	0,745	0,001
Opiliones	0	1	0	1	0,708	0,007
<i>Mesor capitatus</i>	1	0	0	0	0,685	0,012
<i>Tapinoma erraticum</i>	1	1	1	0	0,829	0,017
<i>Cataglyphis ibericus</i>	1	0	1	0	0,620	0,017
<i>Aphaenogaster gibbosa</i>	1	0	1	0	0,603	0,019
<i>Camponotus aethiops</i>	1	1	0	0	0,620	0,024
Curculionidae	0	1	0	0	0,501	0,026
<i>agrypninae sp.</i>	0	1	0	0	0,471	0,036
<i>Spilostethus saxatilis</i>	0	1	0	0	0,471	0,039
<i>Iberoformica subrufa</i>	0	0	1	0	0,562	0,042

Fonte: Autoria própria (2026).

Para compreender a natureza das alterações observadas na composição específica após o pastoreio, foi analisada a diversidade beta através do índice de Sørensen com participação de Baselga. Os resultados evidenciaram uma predominância da componente de substituição de espécies (*turnover*), que representou 89,9% da diversidade beta no lameiro e 85,5% no mato. Em contraste, a componente de aninhamento (*nestedness*), associada a processos de perda ou ganho de espécies, apresentou uma contribuição reduzida, correspondendo a 10,1% no lameiro e 14,5% no mato (Figura 11). Estes resultados sugerem que as diferenças observadas entre os períodos de amostragem resultaram principalmente da substituição de espécies e não de uma simplificação das comunidades através da perda de riqueza específica.

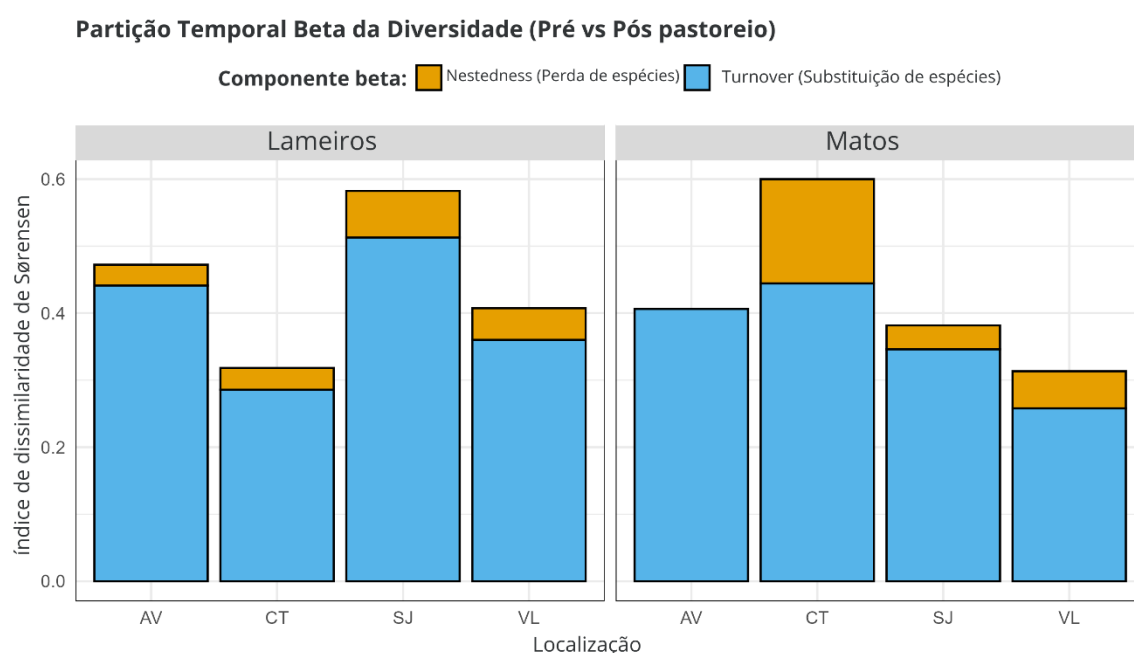


Figura 11 - Partição da diversidade, com Índice de Sørensen.
Fonte: Autoria própria (2026).

Correlacionando a diversidade através dos Hill Numbers – riqueza, Índice de Shannon e Simpson – com a cobertura de amostragem (Figura 12), verificou-se um aumento na diversidade de espécies após o pastoreio, como visto anteriormente. No entanto, isso ocorre apenas nos lameiros; nos matos, o aumento de áreas de solo exposto reduz a riqueza de espécies, sugerindo que este habitat atua como abrigo, mantendo condições adequadas para a sobrevivência dos artrópodes.

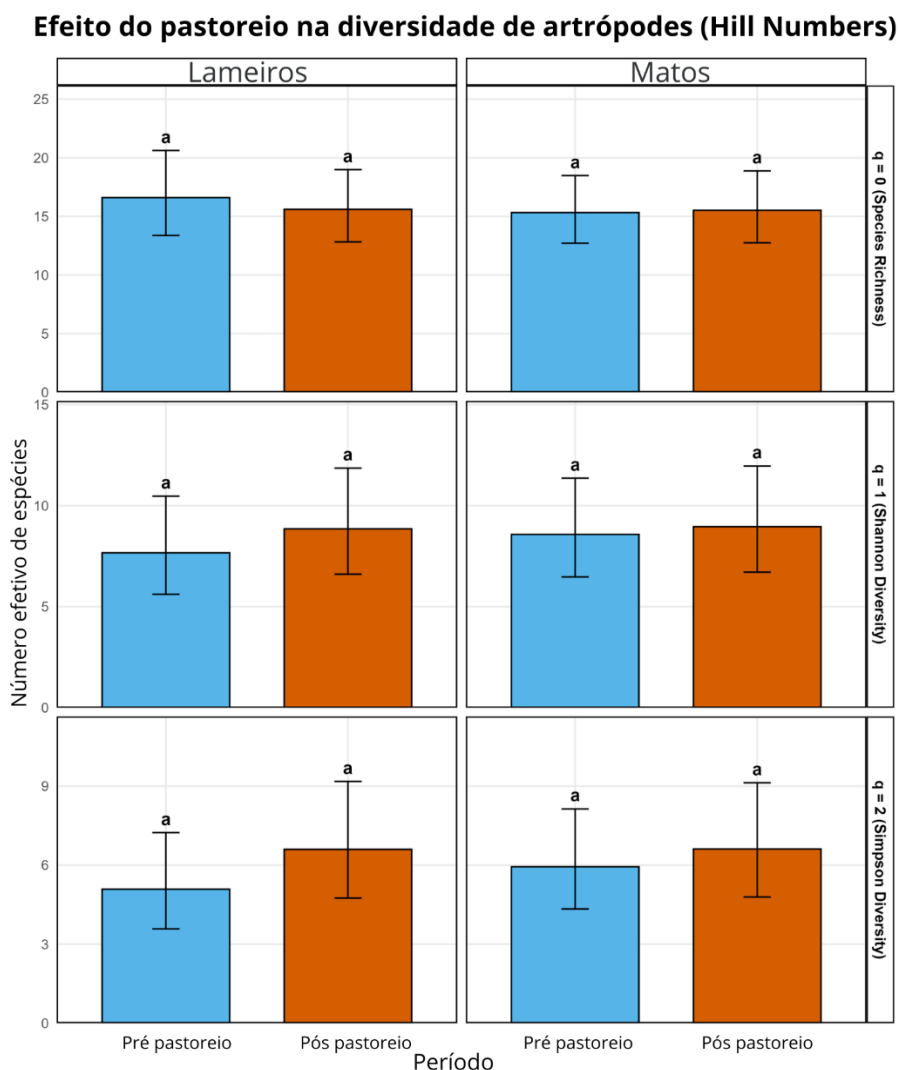


Figura 12 - Efeito do pastoreio na diversidade de artrópodes e cobertura de amostragem.
Fonte: Autoria própria (2026).

Embora o pastoreio tenha reduzido o biovolume vegetal (ver seção 5.2), o que resultou numa perda localizada de espécies raras (evidenciada pelo decréscimo na riqueza específica, $q=0$), a diversidade de espécies comuns e dominantes ($q=1$ e $q=2$) manteve-se estável. A redução do biovolume constituiu, na verdade, um filtro positivo para a maioria das ordens (como demonstrado pelo efeito negativo do biovolume na diversidade). Os resultados indicam que o pastoreio substituiu uma comunidade de espécies raras dependentes de um coberto denso, caso das aranhas, por um conjunto equilibrado e estruturalmente robusto de artrópodes especialistas de solo aberto, como foi observado o caso das formigas.

Considerando as modificações taxonômicas, a avaliação da estabilidade trófica procurou compreender se a substituição de espécies alterou as funções ecológicas realizadas por estes artrópodes (Figura 13). Valores mais elevados do índice de Shannon indicam que

a teia trófica é mais complexa e equilibrada, com uma regulação entre grupos. O efeito isolado do pastoreio não afetou as funções ecológicas ($\chi^2 = 9,17$, $p = 0,165$), contudo, a interação habitat x pastoreio ($\chi^2 = 7.92$, $p = 0.004$) demonstra que o efeito da herbivoria nas funções ecológicas é estritamente dependente das condições do ambiente.

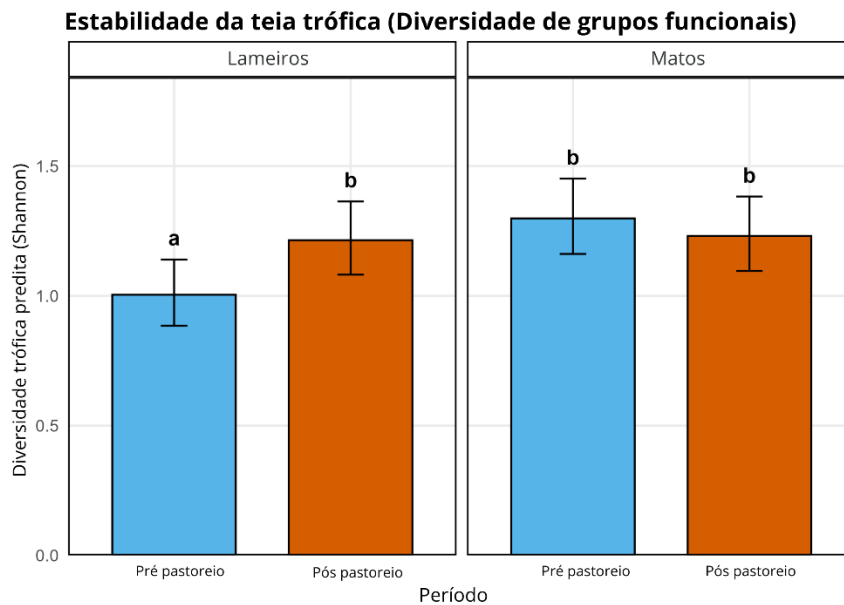


Figura 13 - Gráfico de estabilidade trófica.

Fonte: Autoria própria (2026).

O gráfico de composição funcional (Figura 14) ilustra o fluxo que ocorre entre os grupos funcionais, nos lameiros houve a redução da ocorrência de predadores e grupos de hábito múltiplo após o pastoreio, enquanto aumentaram os onívoros e decompositores, que também aumentaram nos matos, juntamente com os predadores. Os fitófagos e parasitóides não tiveram relevante alteração entre os períodos de pastoreio.

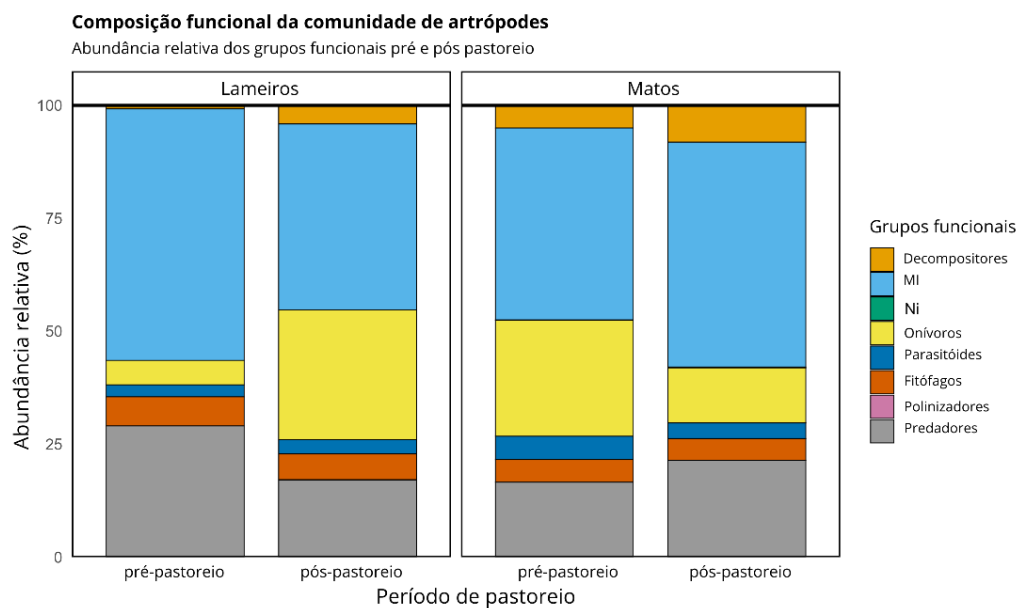


Figura 14 - Composição funcional da comunidade de artrópodes.

Fonte: Autoria própria (2026).

O valor de stress de 0,137 obtido pelo NMDS indica uma representação bidimensional aceitável dos dados, sugerindo que as relações de dissimilaridade entre as comunidades são adequadamente refletidas no espaço de ordenação. Embora exista alguma perda de informação inerente à redução da dimensionalidade, a configuração obtida permite interpretar de forma fiável os padrões de composição observados (Figura 15). Em particular, verifica-se uma diferenciação mais acentuada entre os grupos após o pastoreio.

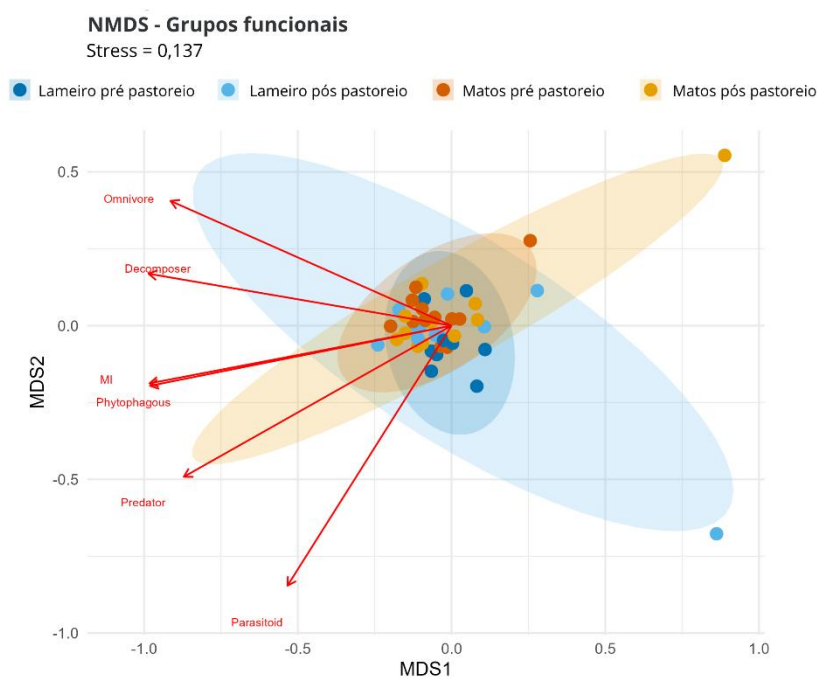


Figura 15 - Escalonamento multidimensional não métrico para os grupos funcionais.

Fonte: Autoria própria (2026).

Com a modelagem e predição do modelo GLMM ajustado para cada grupo funcional

foi possível observar tendências de comportamentos dos artrópodes, na figura abaixo é possível verificar a resposta de cada grupo ao pastoreio. Os predadores, onívoros e grupos de hábito múltiplo apresentaram as maiores diferenças entre ambiente e período de pastoreio, enquanto os demais grupos apresentaram resultados não significativos. Em vários casos, os termos de interação entre o pastoreio e o tipo de habitat sugeriram que os efeitos do pastoreio diferiram entre pastagens e matagais, embora a magnitude do efeito varie entre os grupos funcionais (Apêndice 1).

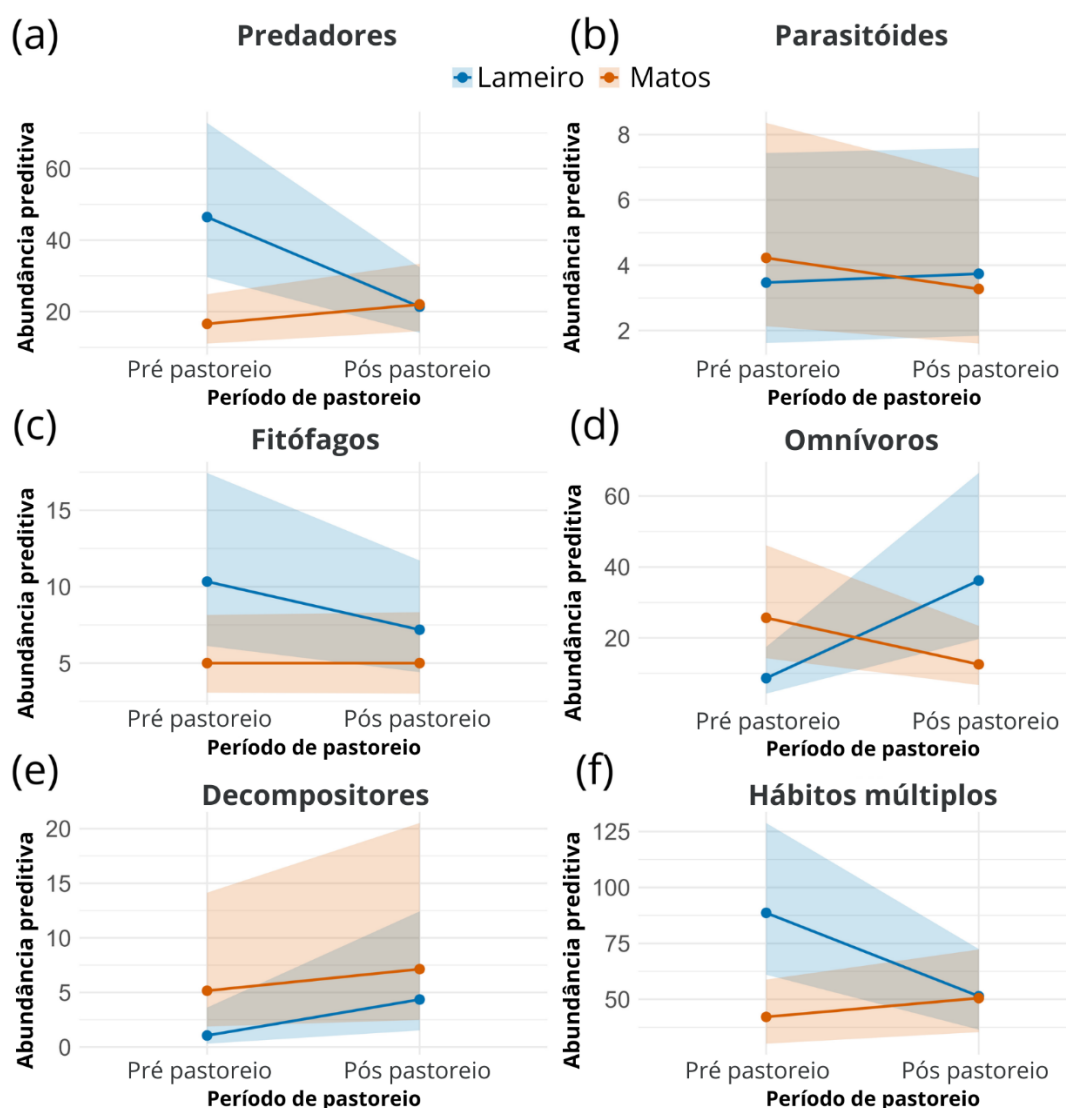


Figura 16 - Modelos ajustados para a resposta da abundância de Predadores (a), Parasitóides (b), Fitófagos (c), Omnívoros (d), Decompositores (e) e Múltiplas funções (f).
Fonte: Autoria própria (2026).

5.2 Efeito do pastoreio na estrutura da vegetação

Em termos estruturais, foram avaliados os parâmetros de biomassa, biovolume e cobertura vegetal, relativamente aos habitats de lameiro e de matos nas quatro parcelas de estudo. A diferenciação entre estes habitats é importante, visto que a composição vegetal dos matos é mais heterogênea, dominada por arbustos lenhosos e esclerófilos, enquanto os lameiros apresentam uma arquitetura composta principalmente por espécies herbáceas. Como esperado, o pastoreio causou uma redução drástica na biomassa total ($x^2 = 40,45$, $df = 1$, $p < 0,001$), especialmente no lameiro, que é o habitat que produz, significativamente mais biomassa herbácea ($x^2 = 12,25$, $df = 1$, $p < 0,001$). No entanto, a taxa de consumo de biomassa herbácea pelos asininos foi proporcional em ambos os habitats ($x^2 = 0,11$, $df = 1$, $p = 0,744$), demonstrando que os animais pastaram de forma homogênea na área, como se observa na Figura 17.

O teste de dispersão mostrou que a variância da biomassa é significativamente maior nos matos ($p = 0,026$) do que nos lameiros, este resultado está de acordo com as características ecológicas, uma vez que os matos formam mosaicos heterogêneos, com manchas de arbustos, solo nu, material morto, árvores e plantas herbáceas descontinuamente distribuídas pelo espaço.

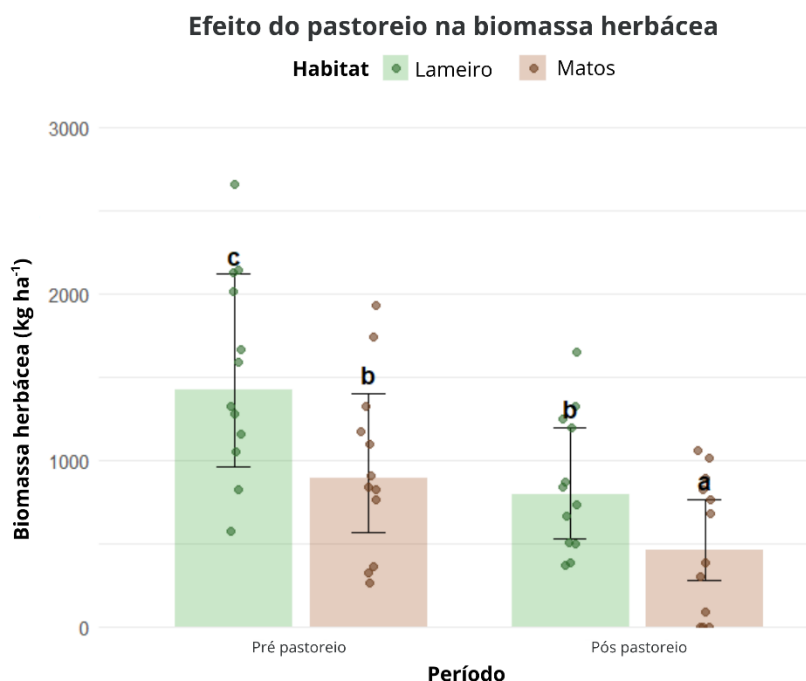


Figura 17 - Efeito do pastoreio na biomassa herbácea. Linhas verticais representam intervalos de confiança a 95%. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças significativas entre habitats, pré e pós pastoreio.

Fonte: Autoria própria (2026).

Dada a configuração ecológica diversa dos matos, sua estrutura tridimensional, avaliada pelo biovolume da vegetação arbustiva, é significativamente maior do que a dos lameiros ($p = 0,007$). Avaliando o efeito da interação entre o ambiente e o pastoreio, a variável que apresentou tendência de redução do biovolume nos matos foi o pastoreio, enquanto no lameiro não foram observadas alterações estruturais estatisticamente significativas ($p = 0,076$). Porém, em termos de dispersão, a variância do biovolume nos matos foi muito menor do que nos lameiros ($p = 0,002$), por estes conterem uma estrutura mais rígida, com arbustos lenhosos, altos e que ocupam mais espaço tridimensional.

Já o efeito do pastoreio especificamente no lameiro não alterou a estrutura tridimensional deste habitat ($p = 0,192$), portanto, apesar de haver uma grande redução da biomassa, a estrutura básica das plantas arbustivas manteve-se, possivelmente porque os animais não consumiram em grande quantidade os arbustos dessas áreas. Este resultado sugere que o pastoreio dos asininos atuou de forma assimétrica, com uma tendência a desestruturar mais o volume nos matos do que nos lameiros, onde a composição estrutural já é mais rasteira (Figura 18).

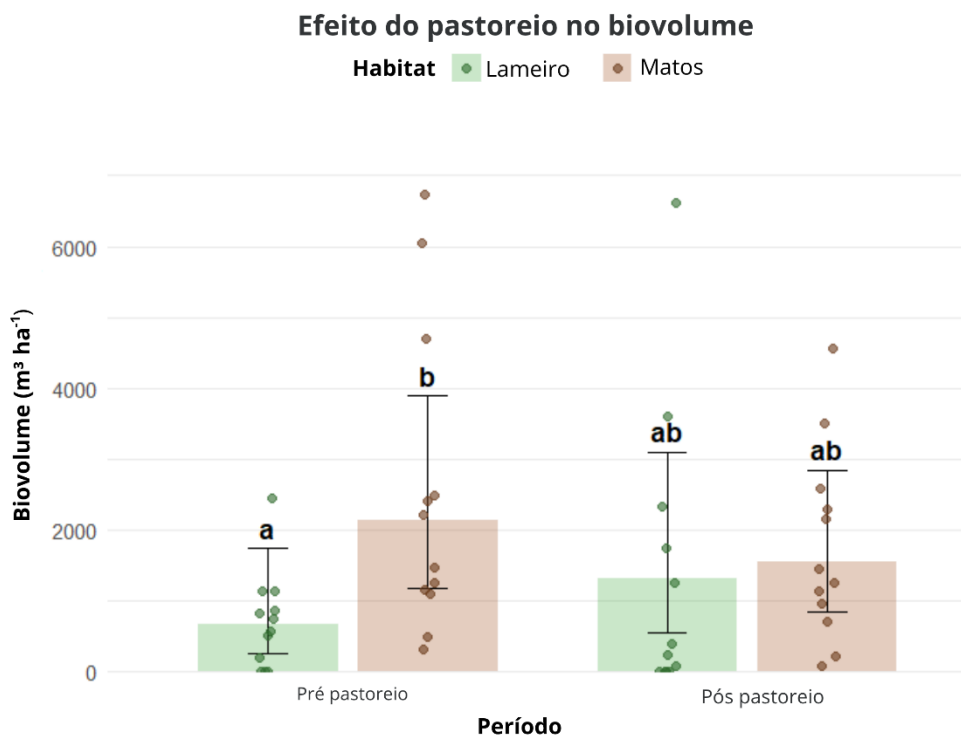


Figura 18 - Efeito do pastoreio no biovolume. Linhas verticais representam intervalos de confiança a 95%.
Fonte: Autoria própria (2026).

Para entender melhor a alteração estrutural e a composição da vegetação, a análise da cobertura vegetal mostra que a cobertura herbácea se reduziu significativamente tanto no

lameiro como no mato após o pastoreio ($p < 0,001$) (Figura 19), mas a magnitude da perda foi diferente (interação entre período de pastoreio e habitat: $p = 0,025$). No mato ocorre uma redução, mas como a cobertura inicial já era baixa, o impacto é menor.

A cobertura arbustiva é completamente diferente entre habitats ($p < 0,001$) mas o pastoreio não tem efeito significativo ($p = 0,624$), mais uma vez indicando que os burros consumiram ramos e folhas, mas não removeram as plantas na sua totalidade. As áreas de manta morta e solo nu aumentaram significativamente com o pastoreio, de forma proporcional em ambos os habitats.

Devido ao consumo dos animais, no pós-pastoreio foi observada a ocorrência de áreas com restolho, que são faixas em que as plantas não estão fotossinteticamente ativas, pois foram pisoteadas ou quase totalmente consumidas. No entanto, algumas destas espécies, por manterem o sistema radicular ativo, podem rebrotar e voltar a fazer fotossíntese. Para o restolho, foi realizado um teste de Wilcoxon-Mann-whitney para avaliar diferenças entre habitats, os resultados estão apresentados abaixo:

Tabela 4 – Resultados dos modelos ajustados para efeitos da biomassa, biovolume e cobertura.

Variável	Habitat	Pré-pastoreio (Mean $\pm$ SD)	Pós-pastoreio (Mean $\pm$ SD)	P-value (Time)	P-value (Habitat)	P-value (Time x Habitat)
Biomassa (kg/ha)	Grassland	1536.88 $\pm$ 613.55	860.62 $\pm$ 413.60	<0,001	<0,001	0,744
Biomassa (kg/ha)	Scrubland	965.73 $\pm$ 527.16	503.67 $\pm$ 417.78			
Biovolume (m ³ /ha)	Grassland	704.48 $\pm$ 692.13	1356.92 $\pm$ 2023.55	0,193	0,007	0,076
Biovolume (m ³ /ha)	Scrubland	2532.58 $\pm$ 2143.75	1744.72 $\pm$ 1339.15			
Cobertura arbustiva (%)	Grassland	10.69 $\pm$ 8.65	12.90 $\pm$ 14.92	0,624	<0,001	0,113
Cobertura arbustiva (%)	Scrubland	36.90 $\pm$ 16.96	25.13 $\pm$ 13.73			
Cobertura herbácea (%)	Grassland	88.69 $\pm$ 9.17	6.83 $\pm$ 15.40	<0,001	<0,001	0,025
Cobertura herbácea (%)	Scrubland	36.02 $\pm$ 34.67	1.88 $\pm$ 3.23			
Restolho (%)	Grassland	0.00 $\pm$ 0.00	73.52 $\pm$ 18.00	-	<0,001	-
Restolho (%)	Scrubland	0.00 $\pm$ 0.00	1.83 $\pm$ 4.29			
Manta morta (%)	Grassland	0.42 $\pm$ 1.44	4.75 $\pm$ 11.69	<0,001	<0,001	0,955
Manta morta (%)	Scrubland	17.69 $\pm$ 15.79	48.39 $\pm$ 20.46			
Solo nu (%)	Grassland	0.21 $\pm$ 0.72	2.00 $\pm$ 4.31	0,003	<0,001	0,875
Solo nu (%)	Scrubland	9.40 $\pm$ 14.18	22.77 $\pm$ 22.37			

Fonte: Autoria própria (2026).

Para o solo e a manta morta, tanto o pastoreio quanto o habitat apresentam diferenças estatísticas significativas, uma vez que o pastoreio facilita a remoção de vegetação e aumenta a quantidade de resíduos (ramos e folhas), devido ao impacto mecânico dos burros.

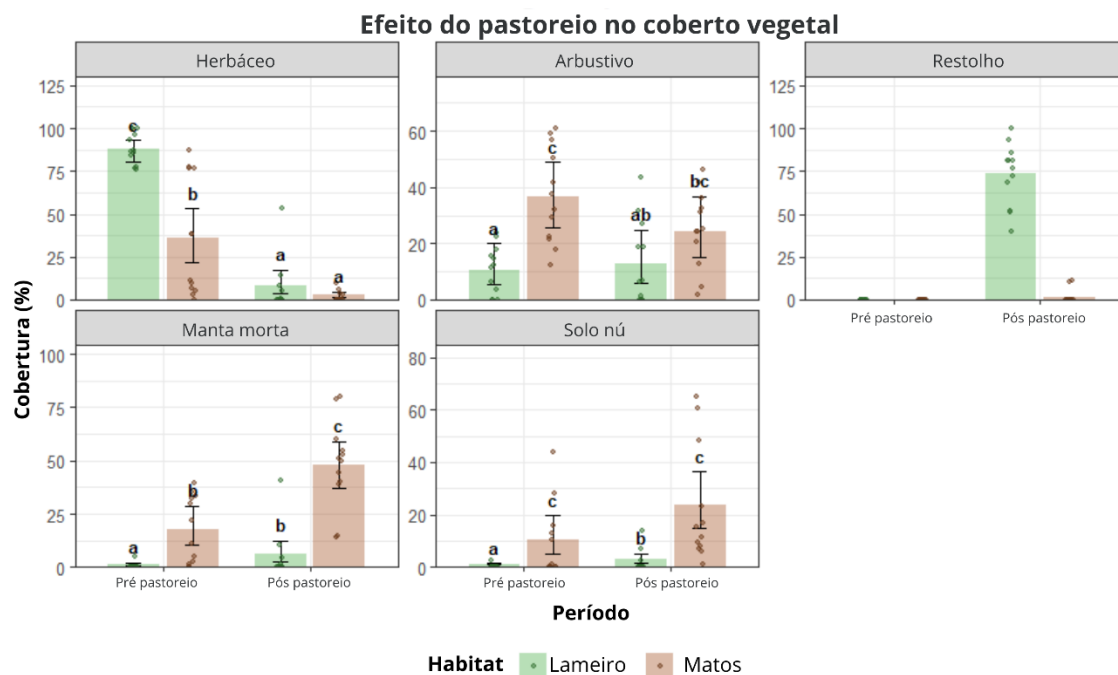


Figura 19 - Efeito do pastoreio na cobertura vegetal.
Fonte: Autoria própria (2026).

A análise da diversidade alfa sugeriu que o pastoreio asinino alterou a estrutura interna das comunidades. A riqueza e as estruturas de dominância são significativamente distintas entre os habitats ($p < 0,001$); contudo, o efeito do pastoreio não alterou a composição interna em termos de estrutura e dominância ($p > 0,6$) nem resultou em perdas significativas de espécies ($p = 0,852$).

A PERMANOVA revelou dinâmicas significativas que podem ter sido facilitadas pela herbivoria; o teste de homogeneidade de dispersões multivariadas confirmou que a variabilidade florística não divergiu entre os grupos ($F = 0,81$, $p = 0,497$), validando o pressuposto de dispersão. O habitat constituiu o principal fator na arquitetura da comunidade vegetal ($R^2 = 0,12$; $p = 0,020$), no entanto, o pastoreio causou uma alteração florística ($R^2 = 0,018$; $p = 0,035$).

A ocorrência exclusiva e a fidelidade (ocorrência em todas as parcelas do mesmo habitat) das espécies arbustivas foram testadas por meio da análise de espécies indicadoras (Figura 20). O estrato arbustivo nos matos caracterizou-se por uma associação entre *Cistus* spp. (Esteva) ($\text{IndVal} = 0,809$, $p = 0,003$), *Genista* spp. ($\text{IndVal} = 0,540$; $p = 0,031$) e a ocorrência de regeneração natural de Azinheira (*Quercus rotundifolia*) ($\text{IndVal} = 0,571$; $p = 0,041$) o que demonstra que este ambiente pode contribuir para a sucessão ecológica e a facilitação entre espécies arbustivas e arbóreas.

Nos lameiros, as espécies arbustivas mais frequentes foram do género *Cytisus* spp.

(Giesta) (IndVal = 0,661, $p = 0,030$). A giesta é frequentemente uma das primeiras espécies lenhosas a colonizar pastagens abertas ou abandonadas, fixando azoto no solo e preparando o terreno para fases sucessionais mais avançadas (Huerta et al., 2022). Este resultado reforça a importância do pastoreio por animais generalistas, como os burros, para criar faixas descontínuas de vegetação e reduzir o impacto dos incêndios.

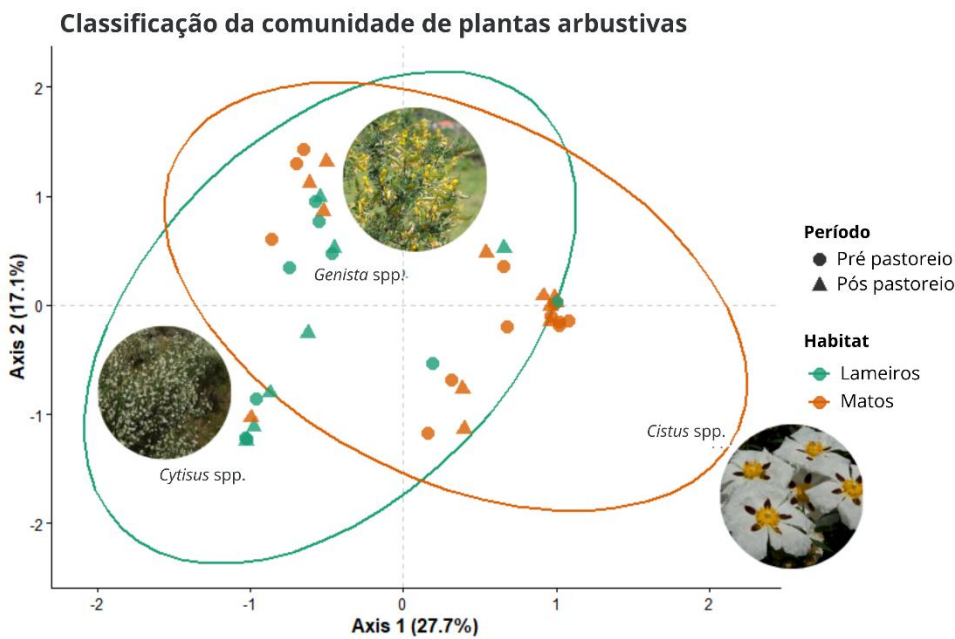


Figura 20 - Espécies indicadoras: Cistus nos matos, Cytisus nos lameiros e Genista em ambos os habitat.
 Fonte: Autoria própria (2026).

5.3 Análise da vegetação por detecção remota

A avaliação da estrutura tridimensional através da ANOVA revelou que os efeitos isolados (pastoreio e habitat) não apresentaram significância estatística, contudo, a interação é altamente significativa para as três variáveis (Tabela 5). Neste sentido, observa-se que o desenvolvimento da vegetação difere entre os habitats em função do pastoreio.

Tabela 5 - Efeito do pastoreio na estrutura tridimensional da vegetação.

Structural metric	Habitat	Pre-grazing	Post-grazing	Interaction
FHD Index	Lameiros	0,680 ± 0,043 a	0,823 ± 0,043 b	$\chi^2 = 41,339$; $p < 0,001$
	Matos	0,747 ± 0,043 a	0,708 ± 0,043 a	
Mean height (m)	Lameiros	0,487 ± 0,057 a	0,663 ± 0,057 b	$\chi^2 = 34,386$; $p < 0,001$
	Matos	0,560 ± 0,057 a	0,514 ± 0,057 a	
Volume (m³)	Lameiros	602 ± 70 a	819 ± 70 b	$\chi^2 = 34,201$; $p < 0,001$
	Matos	693 ± 70 a	635 ± 70 a	

Fonte: Autoria própria (2026).

No lameiro, a altura aumentou 17,5 cm, acompanhada por um acréscimo no biovolume ($216,8 \text{ m}^3$) e na complexidade estrutural FHD. Isto demonstra que, apesar do consumo intenso de biomassa registrado imediatamente após o pastoreio (pelos dados recolhidos em campo), o período de aproximadamente dois meses de exclusão permitiu o vigoroso restabelecimento das plantas herbáceas. Inversamente, nos matos, verificou-se a redução estrutural na altura e no volume, embora sem significância estatística. O efeito tendeu para a redução de combustível, mas este resultado foi condicionado pela alta heterogeneidade intrínseca do habitat.

A avaliação da estrutura vertical por meio da PERMANOVA permitiu compreender a forma como a biomassa se distribui no espaço. Embora os fatores habitat ($p = 0,286$) e pastoreio ($p = 0,258$) não tenham sido isoladamente significativos, a interação ($p = 0,043$, $R^2 = 0,29$) indica que o pastoreio, de modo geral, não afetou o perfil vertical da mesma forma no lameiro e nos matos, reforçando a complexidade de cada habitat.

Esta resposta estrutural assimétrica sugere que o pastoreio afetou de forma distinta os dois habitats. Enquanto nos matos se observou uma redução da estrutura da vegetação após o período de pastoreio, nos lameiros verificou-se um aumento. Estes padrões contrastantes indicam que a resposta da vegetação ao pastoreio depende das características iniciais de cada habitat e sugerem que os seus efeitos não foram uniformes na paisagem.

Uma segunda PERMANOVA foi conduzida para avaliar o efeito em diferentes escalas (*buffer*) (Figura 21 e Apêndice 2), tendo sido observado um comportamento bimodal: ao nível de “mordida” dos burros (raio de 2 metros; $p = 0,036$, $R^2 = 0,317$) e ao nível da paisagem (20 metros, $p = 0,043$, $R^2 = 0,291$). Nas escalas intermédias (5, 10 e 15 metros) o efeito diluiu-se devido à heterogeneidade espacial característica dos ecossistemas mediterrânicos; aos 20 metros, a área amostrada revelou-se já suficiente para captar a tendência do uso da área pelos burros.

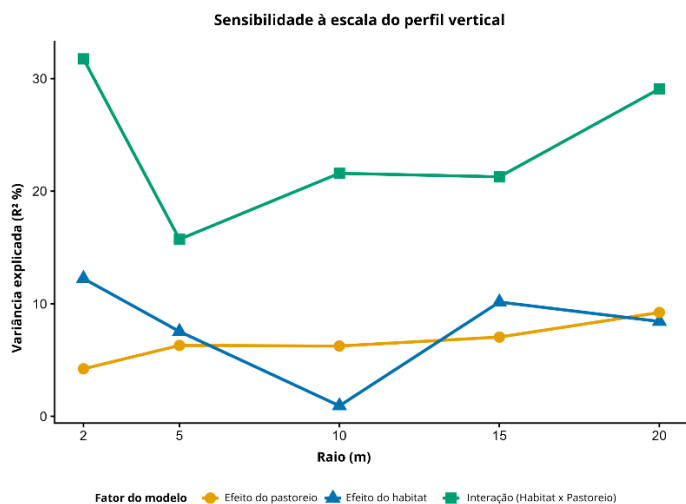


Figura 21 - Variância do perfil vertical da vegetação em função da escala.
Fonte: Autoria própria (2026).

Sabendo em quais escalas os impactos principais ocorreram, a análise SIMPER permitiu avaliar os estratos em que os animais estão a consumir preferencialmente a biomassa. Os estratos inferiores foram os principais biomarcadores da mudança estrutural, contribuindo com mais de 75% para a dissimilaridade entre as escalas.

O gráfico associado (Figura 22) indica uma dinâmica de competição entre o consumo pelos animais e o desenvolvimento das plantas; as barras verdes indicam os estratos onde o pastoreio foi eficaz na remoção de material combustível, enquanto as barras em amarelo indicam zonas onde os animais não consumiram ou onde a vegetação se regenerou rapidamente.

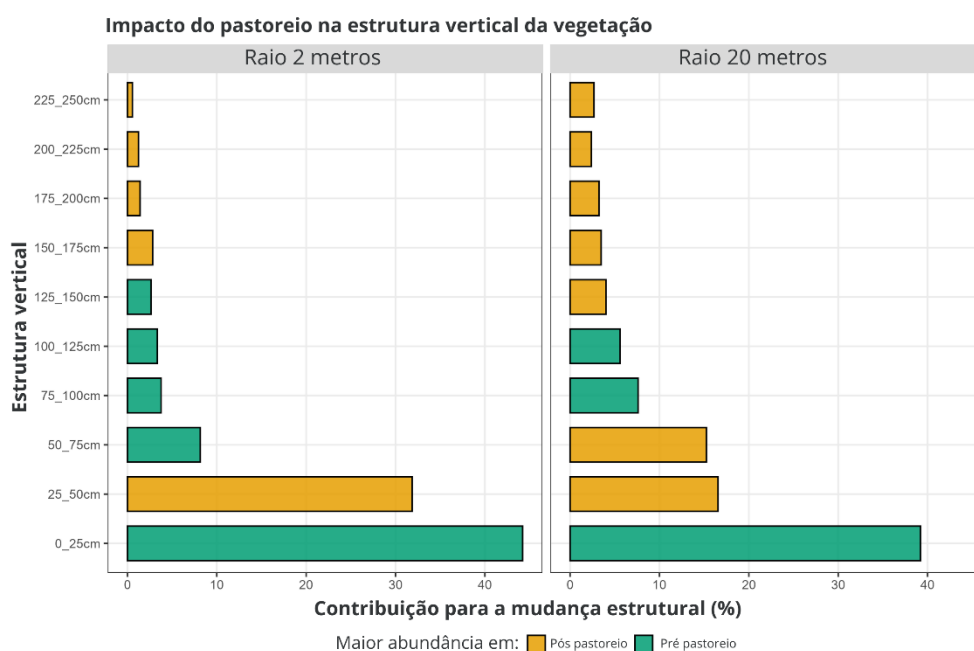


Figura 22 - Contribuição dos estratos para alteração na estrutura vertical.
Fonte: Autoria própria (2026).

A análise SIMPER revelou também que a dissimilaridade entre habitats foi impulsionada principalmente pela camada arbustiva superior (150–200 cm), enquanto o impacto do pastoreio foi mais pronunciado nos estratos inferiores. O estrato de 0–25 cm foi o principal biomarcador de mudança temporal, embora a redução líquida registada nos estratos de 50–75 cm (de 13,0% para 10,3%) comprove a eficácia do pastoreio no controlo da continuidade vertical de combustíveis.

6 DISCUSSÃO

Neste trabalho, diversos aspectos foram avaliados, desde a componente estrutural da vegetação, a comunidade de artrópodes até a escala de efeito do pastoreio. A dinâmica da vegetação em áreas sob pastoreio por asininos revela um compromisso complexo entre a redução acentuada de biomassa e a promoção de heterogeneidade estrutural.

A avaliação da biomassa e do biovolume evidencia uma aparente contradição: em termos de biomassa herbácea, o consumo foi homogêneo nos dois habitats, já a avaliação estrutural do biovolume demonstra um pastoreio mais assimétrico, com uma maior desestruturação nos matos. A razão para tal fato está associada com o tipo de pastoreio e com as distintas estratégias de crescimento e resiliência mecânica das espécies vegetais mediterrânicas contra a herbivoria.

Os burros são animais pastejadores e ramoneadores (generalistas) e precisam de adaptar a sua estratégia de forrageamento à disponibilidade de recursos em diferentes níveis de resolução e de forma a atender às necessidades nutricionais (Lamoot et al., 2005; Senft et al., 1987). Este facto está relacionado com a disponibilidade, com a qualidade da forragem e com as condições ambientais. As gramíneas representam cerca de 80% do consumo anual dos burros, mas estes possuem uma capacidade de ramoneio superior a outros equídeos, podendo consumir arbustos e até folhas e ramos de árvores como o freixo (*Fraxinus excelsior*) e diferentes espécies do género *Quercus* (Lamoot et al., 2005).

A qualidade nutricional da forragem cai consideravelmente após a primavera; quando disponíveis, os animais selecionam espécies de elevado valor proteico, como leguminosas (*Medicago* spp. e *Trifolium* spp.) e gramíneas do género *Cynodon* (Segarra et al., 2023). No verão e outono, quando as gramíneas perdem valor nutricional, os burros compensam através do incremento do consumo de plantas lenhosas, que mantêm o seu valor nutritivo por mais tempo (Barbero-Palacios et al., 2023).

Neste estudo observou-se que, enquanto no lameiro os animais forragearam e consumiram cerca de 45% da biomassa (constituída por plantas rasteiras com tecidos flexíveis adaptados à desfolhação), o biovolume não foi drasticamente alterado, pois o que se perde é o peso seco e não a estrutura substancial do volume aéreo da planta. Já os matos, por possuírem um estrato arbustivo lenhoso rígido, além do consumo da biomassa herbácea, sofreram pisoteio, impacto mecânico e consumo das porções mais jovens e palatáveis das plantas (folhas, ramos novos), reduzindo a altura e simplificando a arquitetura da planta.

Apesar do consumo e da alteração florística, não houve perda de riqueza específica,

este fenómeno é explicado pela criação de clareiras e pela redução da dominância competitiva (Silvertown e Smith, 1989). A presença de *Cytisus* após o pastoreio nos lameiros é importante, uma vez que estas espécies leguminosas fixam azoto no solo. No entanto, o seu crescimento descontrolado reduz a qualidade das pastagens (Wang et al., 2025) e aumenta o risco de incêndios em áreas não geridas ou com baixa manutenção (Pole et al., 2026).

O comportamento da vegetação em áreas pastoreadas por burros caracteriza-se por uma redução significativa na biomassa e no biovolume (Nadal-Romero et al., 2025). Segarra et al. (2023) registraram um aumento de até 56% na riqueza específica e uma redistribuição da composição florística, favorecendo a heterogeneidade do habitat.

O pastoreio por burros atua como um promotor de biodiversidade e, ao transitarem também pelos matos, estes animais são mais eficazes a simplificar a arquitetura rígida e a criar discontinuidades na vegetação, como demonstrado por Bullock et al. (2001). Essa reestruturação do ambiente, após a passagem dos burros, foi também observada na comunidade de artrópodes. As comunidades de artrópodes são moldadas por uma complexa interação entre forças ascendentes (*bottom-up*) e descendentes (*top-down*), e o habitat pode influenciar e modular os danos que os insetos causam nas plantas (Moreau et al., 2006, 2018; Vidal & Murphy, 2018).

Embora os lameiros e os matos apresentem características estruturais distintas, o efeito do pastoreio nos artrópodes atuou com uma intensidade similar em ambos, promovendo uma substituição de espécies (90% no lameiro e 85% no mato), enquanto a perda de espécies foi residual. Isso sugere que o pastoreio remodela os nichos ecológicos em vez de os limitar.

A estrutura da vegetação parece ser o fator principal da diversidade dos artrópodes, a redução da biomassa no lameiro causou uma queda na ocorrência de predadores, devido à perda de estrutura física que os expõem a uma maior radiação solar e temperatura. Além disso, a complexidade estrutural está ligada à diversidade floral e a uma maior quantidade de insetos fitófagos (presas) (Batáry et al., 2008; Hassall et al., 1992).

A abertura de clareiras e o aumento das áreas de solo exposto permitem o surgimento de espécies de artrópodes especialistas de áreas abertas e secas, como as formigas *Cataglyphis iberica*, *Aphaenogaster gibbosa*, *Formica cunicularia* e *Messor* spp. Com a presença de arbustos nos lameiros, surgem grupos oportunistas, tais como os onívoros e os decompositores, que poderão ser atraídos pelos resíduos e pela matéria morta presente.

A resposta assimétrica sugere que em habitat fechado, como os matos, os artrópodes

possuem uma menor resiliência funcional imediata face à remoção de biomassa e ao pisoteio. Neste habitat, o pastoreio altera a simetria do fluxo de energia trófica, possivelmente devido à ocupação de nichos recém-abertos por grupos oportunistas.

A presença de predadores como Staphylinidae, Cocclinelidae e Carabidae (Coleoptera) reveste-se de uma importância considerável, pois estes grupos atuam como agentes de controlo biológico em diversos sistemas (Sforza, 2021). Os onívoros, com destaque especial para as formigas que foram observadas no lameiro após o pastoreio, podem apresentar um comportamento de predação de pragas e dispersão de sementes (Nogueira et al., 2023), o que é crucial para a regeneração da vegetação e manutenção da diversidade florística, interferindo diretamente na estrutura das comunidades de plantas (Krushelnycky & Gillespie, 2008).

Os onívoros em algumas ocasiões poderão atuar tanto como pragas quanto como presas e representam uma importante base alimentar para níveis tróficos superiores, tais como aves e pequenos mamíferos (Jacquot et al., 2019). A redução de onívoros e o aumento dos decompositores, neste caso, pode ser devida a uma redução de biomassa herbácea nos lameiros, da estrutura vegetal complexa nos matos e o incremento da quantidade de matéria morta e dejetos animais.

O comportamento dos omnívoros ilustra, uma vez mais, que a estrutura dos matos é vital para a sobrevivência destes animais; no entanto, estes migram para o lameiro que, desprovido de predadores após o pastoreio, constitui um ambiente favorável ao seu desenvolvimento. Inversamente, observa-se que, nos fitófagos e grupos com múltiplas funções a remoção de biomassa herbácea pelos burros destrói o seu micro-habitat, em contrapartida, a abertura de clareiras no mato permite a entrada de luz e a germinação de pequenas ervas, das quais este grupo se alimenta.

O grupo dos decompositores apresentou um aumento em ambos os habitats, sugerindo uma resposta positiva às alterações promovidas pelo pastoreio. Em contrapartida, os predadores registaram uma redução acentuada nos lameiros. Este padrão poderá estar relacionado com as modificações estruturais da vegetação induzidas pelo pastoreio, que podem afetar a disponibilidade de refúgios, as condições microclimáticas e os recursos disponíveis para estes organismos.

A riqueza de espécies vegetais é um dos principais fatores para a diversidade de artrópodes, uma maior diversidade botânica aumenta a riqueza de insetos fitófagos, como afídeos e, por sua vez, de parasitóides e predadores (Jacquot et al., 2019; Uchida et al., 2016).

O pastoreio, além de gerar uma transformação na composição vegetal e, consequentemente, nas funções ecológicas e nos grupos de artrópodes, promove um efeito *top-down* direto através do consumo de larvas e ovos de insetos na vegetação e pela mortalidade causada pelo pisoteio (Kasiske et al., 2023).

Um efeito *bottom-up* positivo é observado com o aumento de grupos decompositores, atraídos pela deposição de dejetos dos asininos, no entanto, como estudado por Treitler et al. (2017) uma alta densidade de fezes na área pode influenciar negativamente a riqueza de espécies. Neste sentido, para a gestão adequada, devem ser observados o período de pastoreio e a carga animal por unidade de área, de modo a não sobrecarregar o sistema.

De acordo com Billotte et al. (2025), o pastoreio intenso reduz a cobertura de plantas com flores, impactando direta e negativamente a população de polinizadores e parasitoides. Para evitar esta perda de grupos ecológicos importantes, Negróni et al. (2026) sugerem a rotação de áreas de pastoreio para a recomposição das áreas de refúgio destes artrópodes. Neste trabalho foi observado o número reduzido de polinizadores nas recolhas, no entanto, este fato se deve também ao método de recolha utilizado, que não é o mais adequado para este tipo de insetos.

A predominância da componente de *turnover* em ambos os habitats sugere que o pastoreio promoveu alterações na composição das comunidades sem provocar uma perda substancial de espécies. Este padrão indica uma reorganização da comunidade, caracterizada pela substituição de espécies associadas a condições de maior cobertura vegetal por espécies mais adaptadas a ambientes abertos.

Por exemplo, grupos como Araneae e Opiliones, frequentemente associados a microclimas mais húmidos e sombreados (Lumini et al., 2025; Torma et al., 2023), diminuíram após o pastoreio, enquanto formigas adaptadas a condições mais abertas e solos expostos, como Cataglyphis e Messor, se tornaram mais representativas. Estes resultados sugerem que o pastoreio modificou a estrutura do habitat e a composição específica das comunidades, embora sem evidência de uma simplificação acentuada da diversidade.

De maneira geral, a redução da biomassa e a alteração da estrutura tridimensional da vegetação pelo pastoreio asinino oferecem benefícios diretos na criação de faixas descontínuas de vegetação. A biomassa vegetal é considerada o fator mais importante na gestão de fogos, uma vez que fornece a energia necessária para a ignição e a propagação das chamas, modulando a intensidade e a severidade do incêndio (Pádua et al., 2024).

O crescimento livre e descontrolado da vegetação nas áreas rurais, após o abandono

de diversos territórios, levou ao aumento da conectividade vertical e horizontal do combustível (Köbel et al., 2021; Varela et al., 2020). O pastoreio é uma forma de gerir estas áreas, reduzir o combustível e controlar o crescimento de plantas inflamáveis, além de criar mosaicos, aumentando a heterogeneidade do habitat (Treitler et al., 2017).

O abandono ou a redução drástica do pastoreio conduzem à sucessão ecológica para uma vegetação dominada por arbustos e árvores (Köbel et al., 2021; Van Uytvanck et al., 2008). Este fenómeno já foi observado através da presença de espécies arbóreas em regeneração nas áreas de estudo. A limpeza mecânica inicial para a remoção da biomassa lenhosa rígida, pode ser utilizada combinadamente, enquanto os animais controlam o rebentamento das espécies (Errea et al., 2025; Pádua et al., 2024).

No entanto, existem riscos associados ao pastoreio excessivamente intenso ou mal gerido, como o risco de compactação e a erosão do solo (Errea et al., 2025), a homogeneização ou a perda de habitats específicos, o que pode favorecer espécies generalistas e resilientes à perturbação (Kasiske et al., 2023; Scott et al., 2024). Gerir o pastoreio de forma a reduzir a carga de combustível sem desestruturar a integridade ecológica exige monitorização, conhecimento da fenologia das espécies e das necessidades da fauna.

A abordagem aplicada neste trabalho consistiu na monitorização com recurso a drone e ao sensor LiDAR, o que permitiu avaliar o impacto do pastoreio e a recomposição da vegetação em diferentes escalas. O aumento da altura, biovolume e FHD no lameiro, entre o primeiro e o segundo voo, não indica a ausência de consumo, mas antes a resposta fenológica das espécies, como observado por Rincon-Madroñero et al. (2026). A interação utilizada na PERMANOVA permitiu verificar o efeito da fenologia e do tempo; a interação pastoreio x habitat foi estatisticamente significativa para as variáveis analisadas, isso sugere que a composição estrutural da vegetação entre 2024 e 2025 foi condicionada pela presença dos animais, de forma distinta em cada ambiente.

O pastoreio por burros em ecossistemas mediterrânicos poderá remover tecidos senescentes e estimular a produtividade primária líquida através da ciclagem de nutrientes (Lamoot et al., 2005b; Treitler et al., 2017). Dessa forma, o intervalo de três meses sem pastoreio, entre a saída dos burros e a realização do voo, pode ter permitido o crescimento e a estratificação da vegetação no lameiro, enquanto, nos matos verificou-se a simplificação da arquitetura vegetal.

Conforme observado por Pádua et al. (2024), nos matos a desestruturação tende a ser

mais permanente ou de recuperação lenta, contribuindo diretamente para a quebra da continuidade vertical. A descontinuidade evidenciada pela análise SIMPER nos estratos de 0-25 cm e 50-75cm demonstra a importância do pastoreio na gestão, visto que é nestas camadas que se localizam os combustíveis finos superficiais, responsáveis pela ignição e progressão inicial do fogo, bem como pela transição para o fogo de copa (Travers et al., 2020; Vega et al., 2022).

7 CONCLUSÃO

Os resultados deste trabalho sugerem que o pastoreio asinino pode atuar como uma estratégia “*fire-smart*”, constituindo uma ferramenta para a gestão de combustíveis em zonas mediterrânicas abandonadas. Ao contrário dos sistemas intensivos, que frequentemente resultam na perda de biodiversidade, o pastoreio por burros promoveu uma reorganização taxonômica baseada na substituição (*turnover*), equilibrando a redução do risco de incêndios com a conservação ambiental.

Em áreas de vegetação lenhosa, o pastoreio de baixa intensidade poderá permitir, no longo prazo, o aumento da riqueza vegetal de espécies ao desconstruir a dominância competitiva e criar clareiras colonizáveis por espécies subordinadas e de alto valor forrageiro, tal como evidenciado por Segarra et al. (2023). Em lameiros, no entanto, deve-se gerir a área para evitar que espécies arbustivas se propaguem descontroladamente, para tal os resultados deste trabalho sugerem que será necessária uma abordagem integrada que combine limpeza mecânica, o pastoreio e a manutenção de refúgios para artrópodes.

Através da análise das características específicas de cada área e da compreensão dos mecanismos de respostas das plantas, é possível prever mudanças na composição das espécies (Bullock et al., 2001). Estas informações são de extrema importância para os gestores das pastagens, uma vez que permitem ajustar os regimes de pastoreio para alcançar a diversificação de espécies ou o controlo da biomassa combustível. Além disso, a compreensão dos mecanismos de resposta funcional das plantas permite antecipar transições na composição da comunidade em regimes de pastoreio sustentável (Hulme et al., 1999).

Entretanto, os sistemas de pastoreio tradicionais podem manter a estabilidade das pastagens sem causar degradação, mas podem também tornar o ecossistema mais sensível às alterações climáticas (Rincon-Madroño et al., 2026). Para maximizar a diversidade funcional, de acordo com alguns autores, o pastoreio de baixa intensidade é o mais indicado (González-Megías e Gómez, 2003; Török et al., 2016). Já outros estudos indicam que a redução da biomassa pode causar um efeito negativo, reduzindo a abundância de artrópodes (Torma et al., 2023).

Nesse contexto, a integração de ferramentas tecnológicas de geolocalização e detecção remota constitui um importante aliado para a gestão sustentável dos territórios e para a monitorização animal, pois fornece dados sobre a pressão de pastoreio, permitindo identificar áreas em risco e aumentar a resiliência do ecossistema (Errea et al., 2025; Pádua et al., 2024; Rincon-Madroño et al., 2026; Segarra et al., 2023).

A escolha do tipo de animal é também fundamental: os burros são adequados pois são capazes de consumir arbustos e ervas fibrosas de baixa qualidade, regulando o crescimento e reduzindo o risco de incêndio (Nadal-Romero et al., 2025). A monitorização demonstrou que, numa escala de dois metros, é possível obter resultados importantes ao nível do consumo do animal, mas para uma gestão integrada da paisagem, a escala de 20 metros mostrou-se mais adequada.

Por fim, o acompanhamento a longo prazo da resposta da comunidade ao pastoreio, assim como do bem-estar e da produtividade dos animais, é essencial, dado que as respostas da vegetação podem desenvolver-se ao longo de um período prolongado (Bullock et al., 2001). Portanto, a adoção de uma abordagem integrada, que una a limpeza mecânica, o pastoreio gerido e a monitorização de precisão, pode constituir um modelo de pastorícia sustentável indispensável para reverter a homogeneização da paisagem e assegurar a integridade dos ecossistemas mediterrânicos face às alterações globais.

8 APÊNDICE

Apêndice 1: Tabela 6 - Resultados dos Modelos Lineares Mistos Generalizados para os parâmetros de regressão estimados e erros padrão da resposta dos grupos funcionais ao tipo de habitat antes e depois do pastoreio.

Decompositores				
Term	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0,0570	0,6261	0,0910	0,9275
GrazingPost-grazing	1,4146	0,6963	2,0316	0,0422
EnvironmentScrubland	1,5837	0,7185	2,2044	0,0275
Grazing:Environment	-1,0895	0,9381	-1,1614	0,2455
Fitófagos				
Term	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2,3354	0,2670	8,7460	0,0000
GrazingPost-grazing	-0,3638	0,3654	-0,9957	0,3194
EnvironmentScrubland	-0,7259	0,3652	-1,9877	0,0468
Grazing:Environment	0,3638	0,5131	0,7090	0,4783
Predadores				
Term	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	3,8383	0,2292	16,7473	0,0000
GrazingPost-grazing	-0,7766	0,3127	-2,4832	0,0130
EnvironmentScrubland	-1,0299	0,3085	-3,3386	0,0008
Grazing:Environment	1,0592	0,4308	2,4588	0,0139

Onívoros				
Term	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2,1595	0,3573	6,0444	0,0000
GrazingPost-grazing	1,4291	0,4734	3,0188	0,0025
EnvironmentScrubland	1,0857	0,4658	2,3307	0,0198
Grazing:Environment	-2,1449	0,6439	-3,3309	0,0009
Parasitóides				
Term	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	1,2439	0,3890	3,1979	0,0014
GrazingPost-grazing	0,0751	0,4092	0,1836	0,8544
EnvironmentScrubland	0,1971	0,3962	0,4974	0,6189
Grazing:Environment	-0,3303	0,5538	-0,5964	0,5509
Múltiplas funções				
Term	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	4,4847	0,1906	23,5279	0,0000
GrazingPost-grazing	-0,5446	0,2511	-2,1688	0,0301
EnvironmentScrubland	-0,7436	0,2477	-3,0025	0,0027
Grazing:Environment	0,7265	0,3458	2,1012	0,0356

Fonte: Autoria própria (2026).

Apêndice 2: Tabela 7 - Resultados da PERMANOVA para a análise multiescala dos diferentes raios de influência do pastoreio.

Buffer 2 m					
Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Environment	1	0,1191	0,1224	1,6541	0,2250
Time	1	0,0411	0,0422	0,5702	0,5920
Environment:Time	1	0,3090	0,3175	4,2921	0,0360
Residual	7	0,5040	0,5179		
Total	10	0,9732	1,0000		

Buffer 10 m					
Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Environment	1	0,0039	0,0093	0,1046	0,9000
Time	1	0,0262	0,0624	0,7013	0,4750
Environment:Time	1	0,0907	0,2159	2,4244	0,1330
Residual	8	0,2993	0,7124		
Total	11	0,4201	1,0000		

Buffer 20 m					
Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Environment	1	0,0186	0,0843	1,2658	0,2860
Time	1	0,0203	0,0922	1,3849	0,2580
Environment:Time	1	0,0642	0,2909	4,3687	0,0430
Residual	8	0,1175	0,5326		
Total	11	0,2206	1,0000		

Buffer 5 m					
Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Environment	1	0,0512	0,0753	0,8554	0,4320
Time	1	0,0428	0,0629	0,7147	0,4680
Environment:Time	1	0,1068	0,1572	1,7856	0,1960
Residual	8	0,4786	0,7045		
Total	11	0,6793	1,0000		

Buffer 15 m					
Term	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Environment	1	0,0318	0,1015	1,3197	0,2800
Time	1	0,0221	0,0704	0,9151	0,3690
Environment:Time	1	0,0667	0,2128	2,7662	0,0950
Residual	8	0,1928	0,6153		
Total	11	0,3133	1,0000		

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agevi, H., Onwonga, R., Kuyah, S., & Tsingalia, M. (2017). Carbon stocks and stock changes in agroforestry practices: a review. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 20(1), 101–109. <https://doi.org/10.56369/tsaes.2291>
- Aguiar, C. F. G. (2000). *Lisboa 2000*.
- Al Saim, A., & Aly, M. H. (2025). Machine Learning and Multisensor Data Fusion for Forest above Ground Biomass Estimation in Arkansas. *Earth Systems and Environment* 2025, 1–18. <https://doi.org/10.1007/S41748-025-00713-Z>
- Alfeus, M., Hering, R., Djoudi, E. A., Angombe, S., & Birkhofer, K. (2026). Encroaching shrub species alter arthropod community composition and trophic structure in southern African rangeland ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 396. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.110016>
- Álvarez, R., Muñoz, A., Pesqueira, X. M., García-Duro, J., Reyes, O., & Casal, M. (2009). Spatial and temporal patterns in structure and diversity of Mediterranean forest of *Quercus pyrenaica* in relation to fire. *Forest Ecology and Management*, 257(7), 1596–1602. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.01.016>
- Araujo, M., Leitão, P., Castro, M., Castro, J., & Bernuy, M. (2024). Development of an IoT-Based Device for Data Collection on Sheep and Goat Herding in Silvopastoral Systems. *Sensors* 2024, Vol. 24, 24(17). <https://doi.org/10.3390/S24175528>
- Araujo, M., Leitão, P., Castro, M., Castro, J., Bernuy, M., Araujo, M., Leitão, P., Castro, M., Castro, J., & Bernuy, M. (2024). Development of an IoT-Based Device for Data Collection on Sheep and Goat Herding in Silvopastoral Systems. *Sensors* 2024, Vol. 24, 24(17). <https://doi.org/10.3390/S24175528>
- Archibald, S., Hempson, G. P., & Lehmann, C. (2019). A unified framework for plant life-history strategies shaped by fire and herbivory. *New Phytologist*, 224(4), 1490–1503. <https://doi.org/10.1111/nph.15986>
- Aretano, R., Semeraro, T., Petrosillo, I., De Marco, A., Pasimeni, M. R., & Zurlini, G. (2015a). Mapping ecological vulnerability to fire for effective conservation management of natural protected areas. *Ecological Modelling*, 295, 163–175. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2014.09.017>
- Aretano, R., Semeraro, T., Petrosillo, I., De Marco, A., Pasimeni, M. R., & Zurlini, G. (2015b). Mapping ecological vulnerability to fire for effective conservation management of natural protected areas. *Ecological Modelling*, 295, 163–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.09.017>
- Arrogante-Funes, F., Mouillot, F., Moreira, B., Aguado, I., & Chuvieco, E. (2024). Mapping and assessment of ecological vulnerability to wildfires in Europe. *Fire Ecology*, 20(1). <https://doi.org/10.1186/s42408-024-00321-8>
- Baeza, M. J., & Roy, J. (2008). Germination of an obligate seeder (*Ulex parviflorus*) and consequences for wildfire management. *Forest Ecology and Management*, 256(4), 685–693. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2008.05.014>
- Bagella, S., Caria, M. C., Seddaiu, G., Leites, L., & Roggero, P. P. (2020). Patchy landscapes support more plant diversity and ecosystem services than wood grasslands in Mediterranean silvopastoral agroforestry systems. *Agricultural Systems*, 185. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2020.102945>
- Bahreini, Z., Jafarian, Z., Alavi, S. J., Tatian, M. R., & Negreiros, D. (2024). Influence of grazing intensity on richness, phylogenetic and functional dimensions of highly diverse mountainous grasslands from Mazandaran, Iran. *Plant Ecology*, 225(7), 641–651. <https://doi.org/10.1007/S11258-024-01422-9>
- Barbero, M., Bonin, G., Loisel, R., & Qurzel, P. (1990). *Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin* (Vol. 87).
- Barbero-Palacios, L., Ferraro, K. M., Barrio, I. C., Krumins, J. A., Bartolomé, J., Albanell, E., Jarque-Bascuñana, L., Lavín, S., Calleja, J. A., Carreira, J. A., & Serrano, E. (2023). Faecal nutrient deposition of domestic and wild herbivores in an alpine grassland. *Science of The Total Environment*, 903, 166616.

<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.166616>

Bartolomé, J., Miró, J., Panadès, X., Broncano, M. J., Plaixats, J., Rigau, T., Milán, M. J., & Baraza, E. (2020). Preference by donkeys and goats among five mediterranean forest species: Implications for reducing fire hazard. *Animals*, 10(8), 1–9. <https://doi.org/10.3390/ani10081302>

Bartolomé, J., Plaixats, J., Fanlo, R., & Boada, M. (2005). Conservation of isolated Atlantic heathlands in the Mediterranean region: Effects of land-use changes in the Montseny biosphere reserve (Spain). *Biological Conservation*, 122(1), 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.024>

Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2009.00490.X>;JOURNAL:JOURNAL:14668238;ISSUE:ISSUE:DOI

Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., Logez, M., Martinez-Santalla, S., Martin-Devasa, R., Gomez-Rodriguez, C., & Crujeiras, R. M. (2025). Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components [R package betapart version 1.6.1]. CRAN: Contributed Packages. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.BETAPART>

Batáry, P., Kovács, A., & Báldi, A. (2008). Management effects on carabid beetles and spiders in Central Hungarian grasslands and cereal fields. *Community Ecology* 2008 9:2, 9(2), 247–254. <https://doi.org/10.1556/COMEC.9.2008.2.14>

Beck, H. E., Zimmermann, N. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E. F. (2018). Present and future köppen-geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5(1). <https://doi.org/10.1038/SDATA.2018.214>;SUBJMETA

Bento-Gonçalves, A. (2024). The (large) historic forest fires in mainland Portugal. *Cadernos de Geografia*, 50, 67–79. https://doi.org/10.14195/0871-1623_50_5

Berman, T. S., Ben-Ari, M., Henkin, Z., & Inbar, M. (2018). Immediate and long-term facilitative effects of cattle grazing on a polyphagous caterpillar. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 261, 45–53. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2018.03.019>

Billotte, J., McCallister, L., Hufbauer, R. A., & Reading, R. P. (2025). Cascading effects of grazing intensity on predatory arthropod and parasitoid densities. *Ecological Entomology*, 50(4), 779–784. <https://doi.org/10.1111/EEN.13444>

Bogner, Hermann., Grauvogl, Anton., & Andrae, U. . (1984). *Verhalten landwirtschaftlicher Nutztiere*. 401–423.

Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *R Journal*, 9(2), 378–400. <https://doi.org/10.32614/rj-2017-066>

Bullock, J. M., Franklin, J., Stevenson, M. J., Silvertown, J., Coulson, S. J., Gregory, S. J., & Tofts, R. (2001). A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 253–267. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2664.2001.00599.X>;WEBSITE:WEBSITE:BESJOURNALS;WGROU:STRING:PUBLICATION

Calvo, L., Tarrega, R., & De Luis, E. (1998). Space-time distribution patterns of *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk) after experimental burning, cutting, and ploughing. *Plant Ecology*, 137(1), 1–12. <https://doi.org/10.1023/A:1009732722644/METRICS>

Calvo, L., Tárrega, R., & De Luis, E. (1999). Post-fire succession in two *Quercus pyrenaica* communities with different disturbance histories. *Annals of Forest Science*, 56(5), 441–447. <https://doi.org/10.1051/FORREST:19990508>

Canelo, T., Marquina, D., Chozas, S., Bergsten, J., Gaytán, Á., Pérez-Izquierdo, C., & Bonal, R. (2024). Effects of livestock on arthropod biodiversity in Iberian holm oak savannas revealed by metabarcoding. *Journal of*

- Canfield, R. (1941). Application of Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry*, 388–394.
- Carvalho, L. (2024, September 29). *Grupos Funcionais*. https://rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com/1226049_7d2e1c362e984b94a9748d8854869803.html?utm_source=chatgpt.com
- Casals, P., Baiges, T., Bota, G., Chocarro, C., de Bello, F., Fanlo, R., Sebastià, M. T., & Taull, M. (2009). *Silvopastoral Systems in the Northeastern Iberian Peninsula: A Multifunctional Perspective*. 161–181. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8272-6_8
- Casals, P., Gabriel, E., De Cáceres, M., Ríos, A. I., & Castro, X. (2023). Composition and structure of Mediterranean shrublands for fuel characterization. *Annals of Forest Science*, 80(1). <https://doi.org/10.1186/s13595-023-01190-y>
- Castro, M. (2008). Silvopastoral Systems in Portugal: Current Status and Future Prospects. In *Agroforestry in Europe* (pp. 111–126). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8272-6_6
- Castro, M., Castro, J. P., & Castro, J. (2022). Understory Clearing in Open Grazed Mediterranean Oak Forests: Assessing the Impact on Vegetation. *Sustainability (Switzerland)*, 14(17). <https://doi.org/10.3390/su141710979>
- Castro, M., Rosati, A., Pantera, A., & Moreno, G. (2019). *Sistemas agroflorestais Mediterrânicos situação actual e perspectivas futuras*. <https://www.researchgate.net/publication/340236638>
- Chiara Manetti, M., Goracci, J., Baronti, S., del Tongo, A., Maienza, A., Ugolini, F., Alberto, M., Francesco, M., Barbara, M., Gianluigi, M., Gherardo, B., Alessandra, P., Francesco, P., Fabrizio, U., Camilli, F., Manetti, M. C., Gianluigi, M., Goracci, J., del Tongo, A., ... Francesco, I. P. (2025). Impacts of semi-extensive grazing of Maremma cattle on a Mediterranean agroforestry ecosystem. *Agroforestry Systems* 99:6, 99(6). <https://doi.org/10.1007/S10457-025-01246-0>
- Chuvieco, E., Yebra, M., Martino, S., Thonicke, K., Gómez-Giménez, M., San-Miguel, J., Oom, D., Velea, R., Mouillot, F., Molina, J. R., Miranda, A. I., Lopes, D., Salis, M., Bugaric, M., Sofiev, M., Kadantsev, E., Gitas, I. Z., Stavrakoudis, D., Eftychidis, G., ... Viegas, D. (2023). Towards an Integrated Approach to Wildfire Risk Assessment: When, Where, What and How May the Landscapes Burn. *Fire*, 6(5), 1–60. <https://doi.org/10.3390/fire6050215>
- Clauss, M., Codron, D., & Hummel, J. (2023). Equid Nutritional Physiology and Behavior: An Evolutionary Perspective. *Journal of Equine Veterinary Science*, 124. <https://doi.org/10.1016/J.JEVS.2023.104265>
- Coleman, D. C., Crossley, D. A., & Hendrix, P. F. (2004). Laboratory and Field Exercises in Soil Ecology. *Fundamentals of Soil Ecology*, 299–325. <https://doi.org/10.1016/B978-012179726-3/50010-1>
- Congiu, M., Cesarani, A., Macciotta, N. P. P., Rassu, S. P. G., Giovanetti, V., & Dimauro, C. (2024). Using tri-axial accelerometers data to predict behavior activity of grazing donkeys. *Computers and Electronics in Agriculture*, 227. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2024.109582>
- Cosyns, E., Degezelle, T., Demeulenaere, E., & Hoffmann, M. (2001a). Feeding ecology of Konik horses and donkeys in Belgian coastal dunes and its implications for nature management. *Belgian Journal of Zoology*, 2, 111–118. https://www.researchgate.net/publication/242600674_Feeding_ecology_of_Konik_horses_and_donkeys_in_Belgian_coastal_dunes_and_its_implication_for_nature_management
- Cosyns, E., Degezelle, T., Demeulenaere, E., & Hoffmann, M. (2001b). Feeding ecology of Konik horses and donkeys in Belgian coastal dunes and its implications for nature management. *Belgian Journal of Zoology*.
- Couto, M., Santos, A. S., Laborda, J., Nóvoa, M., Ferreira, L. M., & Madeira de Carvalho, L. M. (2016). Grazing behaviour of Miranda donkeys in a natural mountain pasture and parasitic level changes. *Livestock Science*, 186, 16–21. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2016.01.005>

- Cowling, R. M., Rundel, P. W., Lamont, B. B., Arroyo, M. K., & Arianoutsou, M. (1996). *Plant diversity in mediterranean-climate regions*. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10044-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10044-6)
- da Silveira Pontes, L., Maire, V., Schellberg, J., & Louault, F. (2015). Grass strategies and grassland community responses to environmental drivers: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 2015 35:4, 35(4), 1297–1318. <https://doi.org/10.1007/S13593-015-0314-1>
- Dassou, A. G., Gbemavo, C. D. S. J., Onzo, A., Kpoto, S., Anagonou, C. M., Dansi, A., Tixier, P., & Carval, D. (2025). Conservation of ant communities in cashew tree-based agroforestry systems: key roles of tree density and diversity. *Agroforestry Systems*, 99(1). <https://doi.org/10.1007/s10457-024-01102-7>
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER
- de Souza, J. H. G., Mosquera-Losada, M. R., & Castro, M. (2025). The impact of goats grazing on understory vegetation of cork oak woodlands. *Agroforestry Systems*, 99(3), 1–13. <https://doi.org/10.1007/S10457-024-01110-7>
- Dean, G., Francioni, M., Toderi, M., López-i-Gelats, F., Trozzo, L., Rivera-Ferre, M. G., Franca, A., Altana, G. M., Karatassiou, M., Parissi, Z. M., Abraham, E. M., Ragkos, A., Tolunay, A., Türkoğlu, T., Tarhouni, M., Tlili, A., Abbas, K., Nori, M., Varela, E., ... D'Ottavio, P. (2024). Nature's contribution to people provided by pastoral systems across European, African, and Middle East Mediterranean countries: trends, approaches and gaps. In *Regional Environmental Change* (Vol. 24, Number 2). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02220-9>
- Del-Val, E., & Crawley, M. J. (2005). Are grazing increaser species better tolerators than decreasers? An experimental assessment of defoliation tolerance in eight British grassland species. *Journal of Ecology*, 93(5), 1005–1016. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2745.2005.01011.X>;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER
- Díaz, S., Hodgson, J. G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J. H. C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J. P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S. R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M. C., Shirvany, F. A., ... Zak, M. R. (2004). The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, 15(3), 295–304. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2004.TB02266.X>;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., & Campbell, B. D. (2006). Plant trait responses to grazing - A global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313–341. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2486.2006.01288.X>;JOURNAL:JOURNAL:13652486;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Díaz, S., Noy-Meir, I., & Cabido, M. (2001). Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 497–508. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2664.2001.00635.X>;CTYPE:STRING:JOURNAL
- Driscoll, D. A., Armenteras, D., Bennett, A. F., Brotons, L., Clarke, M. F., Doherty, T. S., Haslem, A., Kelly, L. T., Sato, C. F., Sitters, H., Aquilué, N., Bell, K., Chadid, M., Duane, A., Meza-Elizalde, M. C., Giljohann, K. M., González, T. M., Jambhekar, R., Lazzari, J., ... Wevill, T. (2021). How fire interacts with habitat loss and fragmentation. *Biological Reviews*, 96(3), 976–998. <https://doi.org/10.1111/BRV.12687>;PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION
- Duelli, P., Obrist, M. K., & Schmatz, D. R. (1999). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes*, 33–64. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-50019-9.50006-6>
- Edo, M., Herzog, F., Moreno, G., Olave, R., Ripamonti, A., Rösch, V., Simonson, W., Gabriele Tramacere, L., Villepoux, O., Entling, M. H., Edo, M., Rösch, V., Entling, M. H., Herzog, F., Moreno, G., Olave, R., Ripamonti, A., Simonson, W., Tramacere, L. G., & Villepoux, O. (2025). The potential of agroforestry and small fields to enhance ground-dwelling spiders. *Agroforestry Systems* 2025 99:8, 99(8), 1–18. <https://doi.org/10.1007/S10457-025-01373-8>

Edo, M., Herzog, F., Moreno, G., Olave, R., Ripamonti, A., Rösch, V., Simonson, W., Tramacere, L. G., Villepoux, O., & Entling, M. H. (2025). The potential of agroforestry and small fields to enhance ground-dwelling spiders. *Agroforestry Systems*, 99(8). <https://doi.org/10.1007/s10457-025-01373-8>

Errea, P., Lasanta, T., Zabalza-Martínez, J., Cortijos-López, M., & Nadal-Romero, E. (2025). Rethinking extensive livestock grazing to revive Mediterranean mountain landscapes. *Journal of Environmental Management*, 391. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2025.126541>

Fernández-Giménez, M. E. (2015). A shepherd has to invent: Poetic analysis of social-ecological change in the cultural landscape of the central spanish pyrenees. *Ecology and Society*, 20(4). <https://doi.org/10.5751/ES-08054-200429>

Fernández-Núñez, E., & Castro, M. (2016). *Management of agroforestry systems: ecological, social and economic approaches* (E. Fernández-Núñez & M. Castro, Eds.). Instituto Politécnico de Bragança. <http://hdl.handle.net/10198/13444>

Franklin, O., & Ågren, G. I. (2002). Leaf senescence and resorption as mechanisms of maximizing photosynthetic production during canopy development at N limitation. *Functional Ecology*, 16(6), 727–733. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2435.2002.00674.X>;CTYPE:STRING:JOURNAL

Freiberg, J. A., de Sales Dambros, C., Rodrigues, E. N. L., Teixeira, R. A., Vieira, Â. D. H. N., de Almeida, H. S., de Faccio Carvalho, P. C., & Jacques, R. J. S. (2019). Increased grazing intensity in pastures reduces the abundance and richness of ground spiders in an integrated crop-livestock system. *Agronomy for Sustainable Development*, 40(1). <https://doi.org/10.1007/S13593-019-0604-0>

Freitas, W. K. de, Magalhães, L. M. S., Freitas, W. K. de, & Magalhães, L. M. S. (2012). Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. *Floresta e Ambiente*, 19(4), 520–540. <https://doi.org/10.4322/FLORAM.2012.054>

Frongia, A., Pulina, A., Tanda, A., Seddaiu, G., Roggero, P. P., & Moreno, G. (2023). Assessing the effect of rotational grazing adoption in Iberian silvopastoral systems with Normalized Difference Vegetation Index time series. *Italian Journal of Agronomy*, 18(3). <https://doi.org/10.4081/ija.2023.2185>

Furnitto, N., Ramírez-Cuesta, J. M., Intrigliolo, D. S., Todde, G., & Failla, S. (2025). Remote sensing for pasture biomass quantity and quality assessment: Challenges and future prospects. *Smart Agricultural Technology*, 12(7). <https://doi.org/10.1016/j.atech.2025.101057>

García-Tejero, S., & Taboada, Á. (2016). Microhabitat heterogeneity promotes soil fertility and ground-dwelling arthropod diversity in Mediterranean wood-pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.004>

Gardner, S. M., Cabido, M. R., Valladares, G. R., & Diaz, S. (1995). The influence of habitat structure on arthropod diversity in Argentine semi-arid Chaco forest. *Journal of Vegetation Science*, 6(3), 349–356. <https://doi.org/10.2307/3236234>

Gartzia, M., Fillat, F., Gómez, E., Aguirre, Á. J., & Bueno, G. (2009). Utilización del ganado asnal para la prevención de incendios en masas forestales del Pirineo oscense. In R. Reiné, O. Barrantes, A. Broca, & C. Ferrer (Eds.), *La multifuncionalidad de los pastos: producción ganadera sostenible y gestión de los ecosistemas* (1st ed., pp. 663–669). Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. https://www.researchgate.net/publication/266018336_Utilizacion_del_ganado_asnal_para_la_preencion_de_incendios_en_masas_forestales_del_Pirineo_oscense

Gelabert, P. J., Montealegre, A. L., Lamelas, M. T., & Domingo, D. (2020). Forest structural diversity characterization in Mediterranean landscapes affected by fires using Airborne Laser Scanning data. *GIScience and Remote Sensing*, 57(4), 497–509. <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1738060>;JOURNAL:JOURNAL:TGRS19;WGROU:STRING:PUBLIC ATION

Gonçalves-Souza, T., Garey, M. V., da Silva, F. R., Albuquerque, U. P., & Provete, D. B. (2019). *Multidimensional*

Analyses for Testing Ecological, Ethnobiological, and Conservation Hypotheses. 87–110. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8919-5_8

González-Megías, A., & Gómez, J. M. (2003). Consequences of removing a keystone herbivore for the abundance and diversity of arthropods associated with a cruciferous shrub. *Ecological Entomology*, 28(3), 299–308. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2003.00510.x>

González-Megías, A., Gómez, J. M., & Sánchez-Piñero, F. (2004). *Effects of ungulates on epigeal arthropods in Sierra Nevada National Park (southeast Spain)*.

Grime, J. P. (1977). Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. <https://doi.org/10.1086/283244>, 111(982), 1169–1194. <https://doi.org/10.1086/283244>

Grime, J. P. (1993). Vegetation Functional Classification Systems as Approaches to Predicting and Quantifying Global Vegetation Change. *Vegetation Dynamics & Global Change*, 293–305. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-2816-6_15

Gross, N., Kunstler, G., Liancourt, P., De Bello, F., Suding, K. N., & Lavorel, S. (2009). Linking individual response to biotic interactions with community structure: A trait-based framework. *Functional Ecology*, 23(6), 1167–1178. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2435.2009.01591.X>;WEBSITE:WEBSITE:BESJOURNALS;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:13652435;WGROUP:STRING:PUBLICATION

Gross, N., Suding, K. N., & Lavorel, S. (2007). Leaf dry matter content and lateral spread predict response to land use change for six subalpine grassland species. *Journal of Vegetation Science*, 18(2), 289–300. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2007.TB02540.X>

Haan, N. L., & Landis, D. A. (2020). Grassland disturbance effects on first-instar monarch butterfly survival, floral resources, and flower-visiting insects. *Biological Conservation*, 243. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2020.108492>

Hartig, F., Lohse, L., & Leite, M. S. (2024). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models [R package DHARMA version 0.4.7]. CRAN: Contributed Packages. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.DHARMA>

Hassall, M., Hawthorne, A., Maudsley, M., White, P., & Cardwell, C. (1992). Effects of headland management on invertebrate communities in cereal fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40(1–4), 155–178. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90090-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90090-X)

Huerta, S., Marcos, E., Fernández-García, V., & Calvo, L. (2022a). Resilience of Mediterranean communities to fire depends on burn severity and type of ecosystem. *Fire Ecology*, 18(1), 1–15. <https://doi.org/10.1186/S42408-022-00156-1>

Huerta, S., Marcos, E., Fernández-García, V., & Calvo, L. (2022b). Resilience of Mediterranean communities to fire depends on burn severity and type of ecosystem. *Fire Ecology* 2022 18:1, 18(1), 28-. <https://doi.org/10.1186/S42408-022-00156-1>

Hulme, P. D., Pakeman, R. J., Torvell, L., Fisher, J. M., & Gordon, I. J. (1999). The effects of controlled sheep grazing on the dynamics of upland *Agrostis-Festuca* grassland. *Journal of Applied Ecology*, 36(6), 886–900. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2664.1999.00452.X>;CTYPE:STRING:JOURNAL

Imbrechts, L., Azevedo, J. C., & Verburg, P. (2024). Trajectories and drivers signalling the end of agricultural abandonment in Trás-os-Montes, Portugal. *Regional Environmental Change*, 24(4). <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02325-1>

Jacquot, M., Massol, F., Muru, D., Derepas, B., Tixier, P., & Deguine, J. P. (2019). Arthropod diversity is governed by bottom-up and top-down forces in a tropical agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 285. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.106623>

- Jäschke, Y., Heberling, G., & Wesche, K. (2020). Environmental controls override grazing effects on plant functional traits in Tibetan rangelands. *Functional Ecology*, 34(3), 747–760. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13492>;WEBSITE:WEBSITE:BESJOURNALS;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:13652435;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Jauker, F., Hamidi, D., Hütt, C., Baumann, K., Komainda, M., Bolten, A., Bareth, G., Isselstein, J., & Wolters, V. (2025). Towards precision grazing: Spatio-temporal dynamics of the relation between cattle, vegetation, and arthropods. *Basic and Applied Ecology*, 89, 106–112. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2025.10.011>
- Johan Kotze, D., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M. J., Lövei, G. L., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R., & Zetto, T. (2011). Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*, 100(SPEC. ISSUE), 55–148. <https://doi.org/10.3897/ZOOKEYS.100.1523>
- Kaiser, A., & Resasco, J. (2024). The impact of impervious surface and neighborhood wealth on arthropod biodiversity and ecosystem services in community gardens. *Urban Ecosystems* 2024 27:5, 27(5), 1863–1875. <https://doi.org/10.1007/S11252-024-01560-Y>
- Kasiske, T., Dauber, J., Harpke, A., Klimek, S., Kühn, E., Settele, J., & Musche, M. (2023). Livestock density affects species richness and community composition of butterflies: A nationwide study. *Ecological Indicators*, 146. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2023.109866>
- Khayati, M. El, Chergui, B., Taheri, A., Fahd, S., & Santos, X. (2023). Differential response to fire in ground vs. vegetation arthropod communities. *Journal of Insect Conservation*, 27(4), 601–613. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00483-x>
- Köbel, M., Listopad, C. M. C. S., Príncipe, A., Nunes, A., & Branquinho, C. (2021). Temporary grazing exclusion as a passive restoration strategy in a dryland woodland: Effects over time on tree regeneration and on the shrub community. *Forest Ecology and Management*, 483. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118732>
- Krushelnicky, P. D., & Gillespie, R. G. (2008). Compositional and functional stability of arthropod communities in the face of ant invasions. *Ecological Applications*, 18(6), 1547–1562. <https://doi.org/10.1890/07-1293.1>;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1–26. <https://doi.org/10.18637/JSS.V082.I13>
- LABTROP. (2025). *Modelos Lineares Generalizados*. Laboratório de Ecologia de Florestas Tropicais, Instituto de Biociências, USP. http://labtrop.ib.usp.br/doku.php?id=cursos:planeco2019:roteiro:10-glm#dokuwiki__top
- Lamont, B. B., He, T., & Yan, Z. (2019). Evolutionary history of fire-stimulated resprouting, flowering, seed release and germination. *Biological Reviews*, 94(3), 903–928. <https://doi.org/10.1111/BRV.12483>;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Lamoot, I., Callebaut, J., Demeulenaere, E., Vandenberghe, C., & Hoffmann, M. (2005a). Foraging behaviour of donkeys grazing in a coastal dune area in temperate climate conditions. *Applied Animal Behaviour Science*, 92(1–2), 93–112. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2004.10.017>
- Lamoot, I., Callebaut, J., Demeulenaere, E., Vandenberghe, C., & Hoffmann, M. (2005b). Foraging behaviour of donkeys grazing in a coastal dune area in temperate climate conditions. *Applied Animal Behaviour Science*, 92(1–2), 93–112. <https://doi.org/10.1016/J.APPLANIM.2004.10.017>
- Larsen, K. J., Work, T. T., & Purrington, F. F. (2003). Habitat use patterns by ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of northeastern Iowa. *Pedobiologia*, 47(3), 288–299. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00192>
- Li, M., Wu, J., Yun, X., Lv, S., Xu, B., Yang, J., Zhao, J., & Zhang, L. (2024). Long-term grazing changed the spatial distributions of dominant species in typical steppe of Inner Mongolia. *BMC Plant Biology* 2024 24:1, 24(1), 839-. <https://doi.org/10.1186/S12870-024-05549-9>

- Lin, D., Giannico, V., Laforteza, R., Sanesi, G., & Elia, M. (2024). Use of airborne LiDAR to predict fine dead fuel load in Mediterranean forest stands of Southern Europe. *Fire Ecology* 20:1, 20(1), 58-. <https://doi.org/10.1186/S42408-024-00287-7>
- Llorens, P., Latron, J., Álvarez-Cobelas, M., Martínez-Vilalta, J., & Moreno, G. (2011). *Hydrology and Biogeochemistry of Mediterranean Forests*. 216, 301–319. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5_14
- López-i-Gelats, F., Milán, M. J., & Bartolomé, J. (2011). Is farming enough in mountain areas? Farm diversification in the Pyrenees. *Land Use Policy*, 28(4), 783–791. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.005>
- López-i-Gelats, F., Rivera-Ferre, M. G., Madruga-Andreu, C., & Bartolomé-Filella, J. (2015). Is multifunctionality the future of mountain pastoralism? Lessons from the management of semi-natural grasslands in the Pyrenees. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13(4). <https://doi.org/10.5424/sjar/2015134-6960>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6(60). <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Lumini, E., Ghignone, S., Biancofiore, G., Camilli, F., Goracci, J., & Maienza, A. (2025). Soil-dwelling microarthropods and fungi: combined indicators of ecosystem health in mediterranean agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 2025 100:1, 100(1), 16-. <https://doi.org/10.1007/S10457-025-01350-1>
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594–598. <https://doi.org/10.2307/1932254>
- Maire, V., Gross, N., Da Silveira Pontes, L., Picon-Cochard, C., & Soussana, J. F. (2009). Trade-off between root nitrogen acquisition and shoot nitrogen utilization across 13 co-occurring pasture grass species. *Functional Ecology*, 23(4), 668–679. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2435.2009.01557.X>;WEBSITE:WEBSITE:BESJOURNALS;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:13652435;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Mancilla-Leytón, J. M., Sánchez-Lineros, V., & Martín Vicente, A. (2013). Influence of grazing on the decomposition of *Pinus pinea* L. needles in a silvopastoral system in Doñana, Spain. *Plant and Soil*, 373(1), 173–181. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1788-8>
- McIntyre, S., Lavorel, S., Landsberg, J., & Forbes, T. D. A. (1999). Disturbance response in vegetation – towards a global perspective on functional traits. *Journal of Vegetation Science*, 10(5), 621–630. <https://doi.org/10.2307/3237077>;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Melitha, G. S., Kashaigili, J. J., & Mugasha, W. A. (2025). Comparative evaluation of machine learning models for UAV-derived biomass estimation in Miombo Woodlands. *Earth Science Informatics* 2025 18:3, 18(3), 274-. <https://doi.org/10.1007/S12145-025-01757-5>
- Midgley, G. F., & Bond, W. J. (2015). Future of African terrestrial biodiversity and ecosystems under anthropogenic climate change. *Nature Climate Change*, 5(9), 823–829. <https://doi.org/10.1038/nclimate2753>
- Moreau, G., Eveleigh, E. S., Lucarotti, C. J., & Quiring, D. T. (2006). Ecosystem alteration modifies the relative strengths of bottom-up and top-down forces in a herbivore population. *Journal of Animal Ecology*, 75(4), 853–861. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2656.2006.01109.X>;JOURNAL:JOURNAL:13652656;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:13652656;WEBSITE:WEBSITE:BESJOURNALS;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Moreau, G., Ostaff, D. P., Bauce, É., Eveleigh, E. S., Lucarotti, C. J., Morin, B., & Quiring, D. T. (2018). Interlacing roles of bottom-up, top-down, endogenous, and anthropogenic factors in population oscillations. *Ecosphere*, 9(9). <https://doi.org/10.1002/ECS2.2421>;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:21508925;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Moreno, G., & Pulido, F. J. (2009). The Functioning, Management and Persistence of Dehesas. In A. Rigueiro-Rodríguez, J. McAdam, & M. R. Mosquera-Losada (Eds.), *Agroforestry in Europe* (pp. 127–160). Springer,

Mosquera-Losada, M. R., Moreno, G., Pardini, A., McAdam, J. H., Papanastasis, V., Burgess, P. J., Lamersdorf, N., Castro, M., Liagre, F., & Rigueiro-Rodríguez, A. (2012). Past, Present and Future of Agroforestry Systems in Europe. In *Advances in Agroforestry* (Vol. 9, pp. 285–312). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4676-3_16

Mosquera-Losada, M. R., Santiago-Freijanes, J. J., Rois-Díaz, M., Moreno, G., den Herder, M., Aldrey-Vázquez, J. A., Ferreira-Domínguez, N., Pantera, A., Pisanelli, A., & Rigueiro-Rodríguez, A. (2018). Agroforestry in Europe: A land management policy tool to combat climate change. *Land Use Policy*, 78, 603–613. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.06.052>

Moudrý, V., Cord, A. F., Gábor, L., Laurin, G. V., Barták, V., Gdulová, K., Malavasi, M., Rocchini, D., Stereńczak, K., Prošek, J., Klápště, P., & Wild, J. (2023). Vegetation structure derived from airborne laser scanning to assess species distribution and habitat suitability: The way forward. *Diversity and Distributions*, 29(1), 39–50. <https://doi.org/10.1111/ddi.13644>

Moyano Estrada, E., & Paniagua Mazorra, Á. (1998). Agricultura, espacios rurales y medio ambiente. *Revista Española de Documentación Científica*, 19–20, 127–152. <http://hdl.handle.net/10261/24161>

Muley, A. S., Sivakumar, B., & Anil, A. S. (2025). *LiDAR in Forestry: Advancing Precision in Forest Inventory and Management*. *Vigyan Varta* 6(3) Popular Article Muley. 6(3), 387–390. www.vigyanvarta.com

Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., Llena, M., & Cammeraat, E. (2025). Farmland abandonment: Consequences for soil, vegetation, water, and landscape. *CATENA*, 256, 109087. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2025.109087>

Nair. (1989). *Agroforestry Systems in the Tropics* (P. K. Nair, Ed.). Springer Dordrecht. <https://link.springer.com/book/9789024737901>

Nair. (1993). *An introduction to agroforestry*. Kluwer Academic Publishers in cooperation with International Centre for Research in Agroforestry.

Negroni, M., Fenestraz, A., Arlettaz, R., & Humbert, J.-Y. (2026). Little differences of uncut refuge rotation frequency on arthropod communities in extensively managed meadows. *Basic and Applied Ecology*, 91, 97–107. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2026.01.001>

Neilly, H., Jones, H., & Schwarzkopf, L. (2020). Ants drive invertebrate community response to cattle grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 290. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.106742>

Nogueira, B. C., María, V., & Castro, J. (2023). *Estudos sobre artrópodes e serviços ecossistêmicos no Parque Natural de Montesinho* [Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/28177>

Ocak, S. (2016). Transhumance in Central Anatolia: A Resilient Interdependence Between Biological and Cultural Diversity. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 29(3), 439–453. <https://doi.org/10.1007/s10806-016-9613-z>

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... Weedon, J. (2025). Community Ecology Package . CRAN: Contributed Packages, *R Package Vegan Version 2.7-2*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>

Olf, H., & Ritchie, M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(7), 261–265. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01364-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01364-0)

Osoro, K., Ferreira, L. M. M., García, U., García, R. R., Martínez, A., & Celaya, R. (2012, November 1). *Grazing systems and the role of horses in heathland areas in: Forages and grazing in horse nutrition*. Wageningen Academic. <https://brill.com/edcollchap/book/9789086867554/BP000017.xml>

Pádua, L., Castro, J. P., Castro, J., Sousa, J. J., & Castro, M. (2024). Assessing the Impact of Clearing and Grazing

on Fuel Management in a Mediterranean Oak Forest through Unmanned Aerial Vehicle Multispectral Data. *Drones* 2024, Vol. 8, 8(8). <https://doi.org/10.3390/DRONES8080364>

Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Vendramini, F., Cornelissen, J. H. C., Gurvich, D. E., & Cabido, M. (2003). Leaf traits and herbivore selection in the field and in cafeteria experiments. *Austral Ecology*, 28(6), 642–650. <https://doi.org/10.1046/J.1442-9993.2003.01321.X>;PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION

Plieninger, T., Hartel, T., Martín-López, B., Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., Montero, M. J., Moreno, G., Oteros-Rozas, E., & Van Uytvanck, J. (2015). Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications. In *Biological Conservation* (Vol. 190, pp. 70–79). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.014>

Pole, L., Zgrablić, Ž., Malev, O., Pošta, A., Mešić, A., & Martinović, T. (2026). Dominant vegetation effect on microbial diversity and composition in a mosaic Mediterranean forest. *Forest Ecology and Management*, 605, 123521. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2026.123521>

Pompozzi, G., de Santiago, F., Blumetto, O., & Simó, M. (2022). Livestock systems preserving natural grasslands are biodiversity reservoirs that promote spiders' conservation. *Journal of Insect Conservation*, 26(3), 453–462. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00399-y>

Pulido, F., Corbacho, J., Bertomeu, M., Gómez, Á., Guiomar, N., Juárez, E., Lucas, B., Moreno, G., Navalpotro, J., & Palomo, G. (2023). Fire-Smart Territories: a proof of concept based on Mosaico approach. *Landscape Ecology*, 38(12), 3353–3370. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01618-w>

Quaternaire, P. (Ed.). (n.d.). Meseta Ibérica. In *Reservas da Biosfera Territórios Sustentáveis, Comunidades Resilientes*.

Rajput, P. K. (2025). Machine learning approach for forest biomass modelling with in-situ and remote sensing data in Narmadapuram central India. *Modeling Earth Systems and Environment* 2025 11:5, 11(5), 1–22. <https://doi.org/10.1007/S40808-025-02527-4>

Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., & Mosquera-Losada, M. R. (2009). *Agroforestry in Europe Current Status and Future Prospects*. www.springer.com/series/6904

Rincon-Madroño, M., Sánchez-Zapata, J. A., Morant, J., & Barbosa, J. M. (2026). Grazing and climate interact to regulate greening trends in Mediterranean grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 63(1). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70263>;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:13652664;WEBSITE:WEBSITE:BESJOURNALS;WGROU:STRING:PUBLICATION

Robles, A. B., Ruiz-Mirazo, J., Ramos, M. E., & González-Rebollar, J. L. (2009). Role of Livestock Grazing in Sustainable Use, Naturalness Promotion in Naturalization of Marginal Ecosystems of Southeastern Spain (Andalusia). *Agroforestry in Europe*, 211–231. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8272-6_10

Ruiz-Mirazo, J., & Robles, A. B. (2012). Impact of targeted sheep grazing on herbage and holm oak saplings in a silvopastoral wildfire prevention system in south-eastern Spain. *Agroforestry Systems*, 86(3), 477–491. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9510-z>

Rundel, P. W., Arroyo, M. T. K., Cowling, R. M., Keeley, J. E., Lamont, B. B., Pausas, J. G., & Vargas, P. (2018). Fire and plant diversification in mediterranean-climate regions. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 9). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00851>

Rundel, P. W., Arroyo, M. T. K., Cowling, R. M., Keeley, J. E., Lamont, B. B., & Vargas, P. (2016). Mediterranean Biomes: Evolution of Their Vegetation, Floras, and Climate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47, 383–407. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032330>

San Miguel-Ayán, A. (2005). Mediterranean European silvopastoral systems. In *Silvopastoralism and sustainable land management. Proceedings of an international congress on silvopastoralism and sustainable management held in Lugo, Spain, April 2004* (pp. 36–40). CABI Publishing. <https://doi.org/10.1079/9781845930011.0036>

- Scordia, D., Corinzia, S. A., Coello, J., Vilaplana Ventura, R., Jiménez-De-Santiago, D. E., Singla Just, B., Castaño-Sánchez, O., Casas Arcarons, C., Tchamitchian, M., Garreau, L., Emran, M., Mohamed, S. Z., Khedr, M., Rashad, M., Lorilla, R. S., Parizel, A., Mancini, G., Iurato, A., Ponsá, S., ... Testa, G. (2023). Are agroforestry systems more productive than monocultures in Mediterranean countries? A meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 43(6). <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00927-3>
- Scott, E. V., Almeida, R., McKlin, S., Lippert, A. L., Clary, J., Vargas, C., Hidell, W., Wadgymar, S., & Smith, K. G. (2024). Habitat loss and simplification lower arthropod richness but not diversity. *Ecosphere*, 15(6). <https://doi.org/10.1002/ECS2.4914>;JOURNAL:JOURNAL:21508925;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER
- Searle, S. R., Speed, F. M., & Milliken, G. A. (1980). Population marginal means in the linear model: An alternative to least squares means. *American Statistician*, 34(4), 216–221. <https://doi.org/10.1080/00031305.1980.10483031>
- Segarra, J., Fernández-Martínez, J., & Araus, J. L. (2023). Managing abandoned Mediterranean mountain landscapes: The effects of donkey grazing on biomass control and floral diversity in pastures. *Catena*, 233. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107503>
- Sforza, R. (2021). The diversity of biological control agents. In P. G. Mason (Ed.), *Biological control: A global endeavour* (pp. 2–36). https://www.researchgate.net/publication/356345228_The_diversity_of_biological_control_agents_Chapter_1_pp-2-36_In_Biological_control_A_global_endeavour_PG_Mason_ed_CSIRO_Publishing_Canberra_626p
- Silva, N. R. da, Fialho, J. S., Primo, A. A., Filho, J. F. L., Rezende, C. F., Campanha, M. M., Barros, V. M. de S., & de Oliveira, T. S. (2024). The diversity of soil-dwelling arthropods is significantly influenced by land use systems with tree cover in semiarid conditions. *European Journal of Soil Biology*, 122. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103667>
- Silveira Pontes, L., Maire, V., Schellberg, J., & Louault, F. (2015). Grass strategies and grassland community responses to environmental drivers: a review. In *Agronomy for Sustainable Development* (Vol. 35, Number 4, pp. 1297–1318). Springer-Verlag France. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0314-1>
- Silvertown, J., & Smith, B. (1989). *Mapping the Microenvironment for Seed Germination in the Field* (Vol. 63). <https://www.jstor.org/stable/42758164>
- Supriya, K., Moreau, C. S., Sam, K., & Price, T. D. (2019). Analysis of tropical and temperate elevational gradients in arthropod abundance. *Frontiers of Biogeography*, 11(2). <https://doi.org/10.21425/F5FBG43104>
- Süss, K., & Schwabe, A. (2007). Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: Results from a 4-year field experiment in *Armerio-Festucetum trachyphyllae* sand vegetation. *Phytocoenologia*, 37(1), 135–160. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2007/0037-0135>
- Tárrega, R., Calvo, L., Marcos, E., & Taboada, A. (2006). Forest structure and understory diversity in *Quercus pyrenaica* communities with different human uses and disturbances. *Forest Ecology and Management*, 227(1–2), 50–58. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2006.02.008>
- Thapa, B., Lovell, S., & Wilson, J. (2023). Remote sensing and machine learning applications for aboveground biomass estimation in agroforestry systems: a review. *Agroforestry Systems* 2023 97:6, 97(6), 1097–1111. <https://doi.org/10.1007/s10457-023-00850-2>
- Thiesmeier, A., & Zander, P. (2023). Can agroforestry compete? A scoping review of the economic performance of agroforestry practices in Europe and North America. *Forest Policy and Economics*, 150. <https://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2023.102939>
- Torma, A., Révész, K., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J., Szél, G., Kutasi, C., Malenovský, I., Batáry, P., & Gallé, R. (2023). Differences in arthropod communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 341. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108222>
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, E., & Tóthmérész, B. (2016). Managing for species composition

or diversity? Pastoral and free grazing systems in alkali steppes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 234, 23–30. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.01.010>

Travers, S. K., Eldridge, D. J., Koen, T. B., Val, J., & Oliver, I. (2020). Livestock and kangaroo grazing have little effect on biomass and fuel hazard in semi-arid woodlands. *Forest Ecology and Management*, 467. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118165>

Treitler, J. T., Buse, J., Carpaneto, G. M., Zerbe, S., & Mantilla-Contreras, J. (2017). Effects of dung-pad conditions and density on coprophagous beetle assemblages in a Mediterranean rangeland. *Biodiversity and Conservation* 2017 26:6, 26(6), 1431–1444. <https://doi.org/10.1007/S10531-017-1308-X>

Uchida, K., Hiraiwa, M. K., & Ushimaru, A. (2016). Plant and herbivorous insect diversity loss are greater than null model expectations due to land-use changes in agro-ecosystems. *Biological Conservation*, 201, 270–276. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.07.017>

Vaccaro, I., & Beltran, O. (2007). Consuming space, nature and culture: Patrimonial discussions in the hyper-modern era. *Tourism Geographies*, 9(3), 254–274. <https://doi.org/10.1080/14616680701422715;SUBPAGE:STRING:ABSTRACT;ISSUE:ISSUE:DOI>

Vallejo, V. R., Serrasolses, I., Alloza, J. A., Baeza, M. J., Bladé, C., Chirino, E., Duguy, B., Fuentes, D., Pausas, J. G., Valdecantos, A., & Vilagrosa, A. (2009). *Long-term restoration strategies and techniques*. https://www.researchgate.net/publication/233858394_Long-term_restoration_strategies_and_techniques

Van Uytvanck, J., Decler, K., & Hoffmann, M. (2008). Establishment patterns of woody species in low intensity-grazed pastures after the cessation of intensive agricultural use. *Forest Ecology and Management*, 256(1–2), 106–113. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2008.04.008>

Varela, E., Pulido, F., Moreno, G., & Zavala, M. (2020). Targeted policy proposals for managing spontaneous forest expansion in the Mediterranean. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2373–2380. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13779;JOURNAL:JOURNAL:13652664;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER>

Vega, J. A., Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J. G., Fernández, C., Jiménez, E., Fernández-Alonso, J. M., Vega-Nieva, D. J., Briones-Herrera, C., Alonso-Rego, C., Fontúrbel, T., & Ruiz-González, A. D. (2022). Modelling aboveground biomass and fuel load components at stand level in shrub communities in NW Spain. *Forest Ecology and Management*, 505. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2021.119926>

Vidal, M. C., & Murphy, S. M. (2018). Bottom-up vs. top-down effects on terrestrial insect herbivores: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 21(1), 138–150. <https://doi.org/10.1111/ELE.12874;JOURNAL:JOURNAL:14610248;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER>

Villa-Castillo, J., & Wagner, M. R. (2002). Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Species Assemblage as an Indicator of Forest Condition in Northern Arizona Ponderosa Pine Forests. *Environmental Entomology*, 31(2), 242–252. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-31.2.242>

Vion-Guibert, L., Marsden, C., Degruene, F., Forest, M., Hénon, N., Masson, A.-S., Notton, D., Orrière, S., Trap, J., Verheyde, F., Versavel, C., Vignac, P., & Hedde, M. (2026). Mediterranean alley-cropping agroforestry modifies arthropod temporal dynamics with divergent effects on trophic groups. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 397, 110109. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.110109>

Volpe, J., Nota, G., Viterbi, R., Mainetti, A., Ravetto Enri, S., Lonati, M., Lombardi, G., & Pittarello, M. (2025). Foraging behaviour of donkeys in encroached pastures in Gran Paradiso National Park, Italy. *Agroforestry Systems*, 99(7). <https://doi.org/10.1007/s10457-025-01286-6>

Wale, M., & Yesuf, S. (2021). Abundance and diversity of soil arthropods in disturbed and undisturbed ecosystem in Western Amhara, Ethiopia. *International Journal of Tropical Insect Science* 2021 42:1, 42(1), 767–781. <https://doi.org/10.1007/S42690-021-00600-W>

Wang, S., Cao, W., Wang, R., Wang, J., Li, W., Huang, J., & Niu, G. (2025). The effects of grazing on shrub expansion depend on species' palatability and long-term alterations in propagule banks in an alpine meadow.

Journal of Applied Ecology, 62(12), 3502–3513. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70201>;JOURNAL:JOURNAL:13652664;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER

Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199(2), 213–227. <https://doi.org/10.1023/A:1004327224729/METRICS>

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., & Vaughan, D. (2014). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. *CRAN: Contributed Packages*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.DPLYR>

Wolpert, F., Quintas-Soriano, C., Pulido, F., Huntsinger, L., & Plieninger, T. (2022). Collaborative agroforestry to mitigate wildfires in Extremadura, Spain: land manager motivations and perceptions of outcomes, benefits, and policy needs. *Agroforestry Systems*, 96(8), 1135–1149. <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00771-6>

Zekarias, T., Beyene, A., & Reshad, M. (2025). Floristic diversity and biomass carbon stocks across elevation gradients in Ethiopian homegarden agroforestry. *Agroforestry Systems*, 99(8). <https://doi.org/10.1007/s10457-025-01343-0>

Zhang, Y., Bian, Z., Guo, X., & Wang, C. (2025). Multiscale agrobiodiversity conservation: modeling epigaeic arthropod diversity with landscape heterogeneity and ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 388. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126003>