



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Efeitos da gestão e das características do habitat agrícola no uso do espaço pela coruja-das-torres (*Tyto alba*) no Estuário do Tejo.

Mariana do Nascimento Tomaz

Orientador(es) | Inês Margarida Roque
Carla Pinto Cruz

Évora 2024





Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Efeitos da gestão e das características do habitat agrícola no uso do espaço pela coruja-das-torres (*Tyto alba*) no Estuário do Tejo.

Mariana do Nascimento Tomaz

Orientador(es) | Inês Margarida Roque

Carla Pinto Cruz

Évora 2024





A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

Presidente | Paulo Sá-Sousa (Universidade de Évora)

Vogais | Inês Margarida Roque (Universidade de Évora) (Orientador)
Ricardo Tomé () (Arguente)

Agradecimentos

Antes de mais, quero agradecer profundamente aos meus queridos pais, que me incentivaram desde sempre a seguir aquilo que faz o meu coração vibrar. A eles, que me acompanharam e apoiaram incansavelmente nas melhores e piores fases. Sem o seu apoio incondicional, a conclusão deste mestrado não teria sido possível.

À minha orientadora, Doutora Inês Roque, que aceitou o desafio de me orientar há três anos atrás, quando eu procurava explorar mais o mundo da ornitologia, e que, desde então, me proporcionou inúmeras e valiosas experiências com uma espécie extraordinária. Agradeço pela proposta de tema, que foi ao encontro dos meus interesses, e que deu origem a esta dissertação de mestrado e pela dedicação. Ao seu lado, cresci enquanto profissional, inspirada pela sua dedicação e talento como investigadora. Agradeço pelo apoio, especialmente nos momentos em que tudo parecia difícil de finalizar.

À minha coorientadora, Professora Doutora Carla Pinto Cruz, por ter aceitado orientar-me apesar do seu escasso tempo livre. Agradeço por toda a experiência que me proporcionou, não apenas na realização do trabalho de campo, mas também ao longo do meu percurso académico. Fez-me olhar para as plantas sob uma nova e bonita perspetiva, e sempre que as observar atentamente, lembrar-me-ei dela. Sempre me disse que não podia fugir das plantas, e aqui estamos juntas, felizmente.

À Companhia das Lezírias e à empresa Orivárzea pelo fornecimento dos dados.

Aos investigadores do LabOr, Professor Doutor João Rabaça, Doutor Rui Lourenço e Doutor Pedro Pereira, por me terem acolhido no laboratório durante a fase laboratorial da dissertação. Um agradecimento especial ao Doutor Rui, por toda a disponibilidade e ajuda prestada ao longo da realização desta dissertação, em particular pelo valioso apoio na análise estatística.

À Doutora Paula Matono, pelo apoio fornecido durante a escrita e análise da parte da vegetação, sobretudo na análise estatística.

À Inês Almeida, por todos os ensinamentos e por toda a ajuda na parte laboratorial da caracterização da dieta.

À Doutora Sara Santos, pelo fornecimento de bibliografia.

Ao meu grande amigo, Filipe, que foi o meu incansável colega de trabalho de campo. Agradeço-lhe por toda a alegria e positividade que me transmitiu, mesmo quando o cansaço do trabalho de campo já era visível e a chuva nos pregava partidas. Obrigada, porque sem ele, este trabalho também não teria sido possível.

À minha grande amiga e colega, Beatriz Romão, por todo o tempo e apoio fornecido durante o trabalho de campo; por vir analisar egagrópilas comigo, mesmo quando o cheiro a enjoava; por me fazer rir ao correr pelas pastagens com medo do gado; e, sobretudo, por ser quem é, e estar sempre presente quando eu mais preciso. Viemos da mesma terra, tivemos um percurso semelhante e juntas tornámo-nos biólogas – algo que considero precioso.

À Vitória, simplesmente por tudo.

Ao meu querido gatinho cinzento, Samir, o melhor companheiro de vida, que durante a escrita me aquecia o colo e, com o seu ronronar, proporcionava uma verdadeira vibração terapêutica.

Obrigada a todos!

Resumo

Efeitos da gestão e das características do habitat agrícola no uso do espaço pela coruja-das-torres (*Tyto alba*) no Estuário do Tejo.

A planície aluvial de Vila Franca de Xira é uma área de concentração de corujas-das-torres durante a dispersão pós-natal, caracterizada por uma paisagem agrícola dominada por arrozais e pastagens, sujeitos a variações sazonais.

Este trabalho teve como objetivos avaliar os padrões de variação espacial e temporal da presença de coruja-das-torres nesta área, bem como os efeitos da gestão e características ecológicas e florísticas do arrozal e da pastagem no uso do espaço pelas corujas.

A presença da coruja-das-torres foi influenciada pelo uso do solo e pela estação do ano, registando maior frequência em pastagens durante o verão e em arrozais durante o outono, após a colheita. Variedades de arroz com sementes maiores e menor percentagem de palha nas valas externas aos arrozais favorecem a presença de coruja-das-torres. Nas pastagens, maiores percentagens de dejetos e solo nu na matriz e nas valas externas tiveram um impacto negativo na presença de coruja-das-torres.

Palavras-chave: Arrozal; Pastagem; Pequenos mamíferos; Strigiformes; Vegetação

Abstract

Effects of management and characteristics of agricultural habitat on the use of space by barn owls (*Tyto alba*) in the Tagus Estuary.

The floodplain of Vila Franca de Xira is an area where barn owls congregate during post-natal dispersal, characterized by an agricultural landscape, dominated by rice paddies and pastures, subject to seasonal variations.

This study aimed to assess the patterns of spatial and temporal variation in barn owl presence in this area, as well as the effects of the management and ecological and floristic characteristics of rice paddies and pastures on owls' use of space.

Barn owl presence was influenced by land use and season, with a higher frequency in pastures during the summer and rice paddies in the autumn, after harvest. Rice varieties with larger seeds and a lower percentage of straw in the ditches outside the rice paddies favoured barn owls' presence. In pastures, higher percentages of manure and bare soil in the matrix and outer ditches had a negative impact on the presence of the barn owl.

Keywords: Rice paddy; Small mammals; Pasture; Strigiformes; Vegetation

Índice

Agradecimentos.....	i
Resumo	iii
Abstract	iv
1. Introdução.....	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Coruja-das-torres (<i>Tyto alba</i> , Scopoli 1769)	3
1.3 Arrozais	5
1.3.1 Uso dos arrozais pelas Strigiformes.....	5
1.4 Pastagens.....	7
1.4.1 Uso das pastagens pelas Strigiformes	7
1.5 Objetivos.....	9
2. Metodologia	10
2.1 Área de estudo	10
2.2 Recolha de dados.....	12
2.2.1 Variáveis de gestão agrícola.....	12
2.2.2 Caracterização da vegetação e do habitat agrícola	13
2.2.3 Censos de coruja-das-torres	15
2.2.4 Caracterização da dieta da coruja-das-torres	18
2.3 Análise estatística.....	20
2.3.1 Caracterização da vegetação e das variáveis ecológicas do habitat agrícola.....	20
2.3.2 Variação espacial e temporal do uso do espaço pela coruja-das-torres .	21
3. Resultados.....	27
3.1 Caracterização da vegetação	27
3.2 Variação espacial e temporal do uso de espaço pela coruja-das-torres	32
3.2.1 Padrões gerais	32

3.2.2 Variação espaço-temporal.....	34
3.3 Impacto da gestão do arrozal no uso do espaço pela coruja-das-torres	35
3.3.1 Seleção inicial de modelos parciais	35
3.3.2 Seleção final de modelos globais.....	38
3.4 Impacto da gestão do pastoreio no uso do espaço pela coruja-das-torres.....	42
3.4.1 Seleção inicial de modelos parciais	42
3.4.2 Seleção final de modelos globais.....	48
3.5 Caracterização da dieta.....	52
3.5.1 Arrozais	52
3.5.2 Pastagens	52
4. Discussão	54
4.1 Padrões de variação temporal e espacial da presença de coruja-das-torres	54
4.2 Impacto da gestão do arrozal	57
4.3 Impacto da gestão do pastoreio	59
5. Conclusões.....	62
Referências bibliográficas.....	64
Anexos	80
Anexo 1: Fórmulas de cálculo utilizadas	80
Anexo 2: Elenco florístico e variáveis de caracterização da vegetação	81
Anexo 3: Variáveis ecológicas do habitat agrícola (Arrozal e Pastagem) e significância estatística.....	82
Anexo 4: Resultados da seleção inicial de modelos dos arrozais	93
Anexo 5: Resultados da seleção final de modelos dos arrozais.....	97
Anexo 6: Resultados da seleção inicial de modelos das pastagens.....	99
Anexo 7: Resultados da seleção final de modelos das pastagens.....	104

1. Introdução

1.1 Enquadramento

O crescimento exponencial da população humana global e o consequente desenvolvimento urbano têm provocado uma série de impactos no meio ambiente (Elmqvist et al., 2013; IPBES, 2019), como a perda de habitat e o esgotamento de recursos naturais (Czech et al., 2000). Consequentemente, têm-se verificado alterações na biodiversidade que se prevê que continuem ao longo do século XXI (Ceballos et al., 2015; Pimm et al., 2014), e atualmente, assistimos à mais rápida diminuição da biodiversidade da história da humanidade (IPBES, 2019).

Para dar resposta à necessidade de disponibilizar a maior proporção possível de produção primária para consumo humano (Krebs et al., 1999), a expansão agrícola tem vindo a aumentar, desde 1970, sendo considerada a forma mais disseminada de alteração do uso do solo: mais de 30% da superfície terrestre é utilizada para o cultivo agrícola ou produção animal (IPBES, 2019). A intensificação agrícola resultou na implementação de várias mudanças para aumentar a produção e produtividade, como a drenagem dos campos, a remoção das sebes, a introdução de novos tipos de culturas, o melhoramento das pastagens (e.g., uso de fertilizantes, monocultura), o aumento da aplicação de agroquímicos (e.g., pesticidas), as mudanças de plantio da primavera para o outono, e a redução das rotações tradicionais (Krebs et al., 1999).

O declínio populacional de várias espécies de aves agrícolas na Europa está associado à intensificação da agricultura (Donald et al., 2001; Rigal et al., 2023), sendo a diminuição maior em países com maior nível de intensificação (Donald et al., 2002). O tipo de uso de solo tem uma forte influência na composição das comunidades de avifauna e abundância das espécies (Benton et al., 2003; Coppedge et al., 2001). Por outro lado, esses decréscimos refletem, em parte, aqueles que também ocorrem nas populações de invertebrados e plantas, dos quais muitas dessas aves dependem (Krebs et al., 1999). Por esse motivo, e por serem um grupo particularmente popular, muito estudado e amplamente monitorizado, as aves constituem indicadores dos efeitos da intensificação agrícola na biodiversidade (Donald et al., 2002).

A coruja-das-torres (*Tyto alba*) é uma ave de rapina noturna associada a paisagens agrícolas abertas (Tomé, 1994), como pastagens e plantações agrícolas. Esta espécie, tal como outras aves de rapina noturnas, tem demonstrado alguma resiliência a alterações no uso do solo, em paisagens agrícolas intensivas e em locais com tendências crescentes de urbanização (Hindmarch & Elliott, 2015). Contudo, têm ocorrido contrações populacionais em várias partes do mundo (BirdLife International, 2021; Eionet, 2022).

A planície aluvial de Vila Franca de Xira é de grande importância para a coruja-das-torres (Roque et al., 2017). É nessa área, particularmente na Ponta da Erva (local onde o Rio Sorraia desagua no Estuário do Tejo, na Lezíria Sul), que se reúne um elevado número de juvenis de coruja-das-torres durante a fase de dispersão pós-natal, sendo considerada uma área de grande importância para a espécie durante esta fase crítica do seu ciclo de vida, em que a sobrevivência e o estabelecimento de territórios de nidificação está dependente da condição física dos indivíduos (Rabaça et al., 2021). Nesse local, a abundância de indivíduos tende a ser maior durante o verão, com uma diminuição gradual do outono para o inverno (Machado, 2011; Tomé & Valkama, 2001). A principal área de agregação de coruja-das-torres nessa planície é caracterizada por dois usos do solo dominantes com grandes variações sazonais: arrozais com fases de alagamento e drenagem, e pastagens com rotações na sua utilização (Roque et al., 2017). Por isso, a área reúne condições para estudar o uso do espaço pela coruja-das-torres e a forma como este se relaciona com a gestão e as características do habitat agrícola.

1.2 Coruja-das-torres (*Tyto alba*, Scopoli 1769)

A coruja-das-torres (Fig. 1) é uma ave de rapina noturna (ordem Strigiformes) de porte médio que pertence à família *Tytonidae* (Bunn et al., 1982; Taylor, 1994). Com a sua característica face branca em forma de coração, olhos pretos e corpo delgado, com dorso em tons de laranja e cinzento (Svensson et al., 2017), a coruja-das-torres, é uma das Strigiformes mais conhecidas e estudadas no mundo (Barn Owl Trust, 2012).

Encontra-se tipicamente associada a paisagens agrícolas abertas, podendo ocorrer também em montados pouco densos (Tomé, 1994). Considerada uma espécie sedentária (Bunn et al., 1982; Mikkola, 1983), nidifica frequentemente em locais elevados e secos, dentro de cavidades de árvores ou em estruturas construídas, particularmente em edifícios antigos de grande dimensão (e.g., igrejas e castelos) e casas abandonadas, mas também em edifícios habitados. Pode utilizar igualmente caixas-ninho (Catry et al., 2010). A coruja-das-torres é fiel à área onde reside e aos seus locais de pouso e nidificação (Barn Owl Trust, 2012). A área ocupada é normalmente bastante vasta, podendo chegar aos 5 000 ha, no entanto, durante a época de nidificação, apenas uma pequena porção, ca. de 350 ha, é utilizada (Barn Owl Trust, 2012). A época de nidificação em Portugal, decorre sobretudo entre março e junho (Catry et al., 2010).

A alimentação da coruja-das-torres é, maioritariamente, à base de pequenos mamíferos (Fig. 1), que localiza principalmente através da audição (Bunn et al., 1982; Taylor, 1994). Embora com menor frequência, a sua dieta pode incluir pequenos passeriformes, répteis, anfíbios, peixes e insetos (Cramp, 1985; König & Weick, 2008).

Esta espécie é uma das corujas mais amplamente distribuídas no mundo, encontrando-se em todos os continentes, à exceção da Antártica (BirdLife International, 2025; Taylor, 1994). No entanto de acordo com a taxonomia de Clements et al. (2024), a espécie apenas ocorre na Europa e em África. No continente europeu, tem uma ampla distribuição, estando ausente apenas no extremo norte, e nas cordilheiras dos Pirenéus e dos Alpes (Cramp, 1985; Mikkola, 1983). Em Portugal distribui-se por todo o território continental, sendo mais comum no centro e sul, particularmente a sul do Tejo. Além disso, está presente na metade leste da ilha da Madeira (Equipa Atlas, 2022; Rufino, 1989).

As principais ameaças às populações de coruja-das-torres estão ligadas à modernização da agricultura, como por exemplo, o uso de pesticidas, o desenvolvimento de maquinaria pesada, a redução da disponibilidade de locais para nidificação (como árvores grandes e ocas ou edifícios abandonados) e a perda de áreas de alimentação (Hindmarch & Elliott, 2015; Newton, 2004; Taylor, 1994). Além disso, comparativamente com as outras Strigiformes, a coruja-das-torres é a espécie mais frequentemente encontrada atropelada (Barn Owl Trust, 2012; Silva et al., 2008).

Nas últimas décadas, a população europeia de coruja-das-torres tem registado um declínio continuado (BirdLife International, 2021; Eionet, 2022). Na Península Ibérica, a espécie apresenta uma tendência populacional negativa (Escandell & Escudero, 2022; GTAN-SPEA, 2023), estando classificada como espécie Quase Ameaçada nas Listas Vermelhas das Aves de Portugal Continental e de Espanha (Almeida et al., 2022; López-Jiménez, 2021). Estima-se que a população reprodutora em Portugal se situe entre os 800 e os 5 000 casais reprodutores (Roque et al., 2024).



Figura 1. Coruja-das-torres (*Tyto alba*) com uma presa (pequeno mamífero). ©Mariana Tomaz.

1.3 Arrozais

A produção de arroz (*Oryza sativa* L.) tem vindo a aumentar consideravelmente em Portugal (FAO, 2024), o que faz com que o país seja, atualmente, um dos principais produtores de arroz na Europa. Os arrozais situados na bacia e no Estuário do Tejo representam uma parte considerável da área total de cultivo em Portugal (Lourenço, 2009). Na Ponta da Erva grande parte do espaço é direcionado para o cultivo de arroz – totalizando 2 476 ha (ver ponto 2.1) –, onde são produzidas seis variedades: *Oryza sativa* var. *ariete*, *ariete r1*, *ibérico cl*, *velox*, *lusitano*, *leonardo* e *luna*.

O cultivo do arroz segue um cronograma rigoroso de forma a garantir uma produção eficiente. Em Portugal, a fase de produção do arrozal ocorre durante a primavera e o verão, geralmente entre os meses de abril e setembro, meses nos quais as culturas estão completamente alagadas (Faísca et al., 2021). No outono, o arroz é colhido, especificamente entre os meses de setembro e outubro. Durante o inverno, os campos geralmente permanecem sem qualquer manejo, apresentando níveis de água inconstantes relacionados com o regime de precipitação. Para reduzir a incidência de algumas doenças fitossanitárias, alguns campos são drenados para manter a superfície seca e posteriormente queimados (DRAPLV, 2021). A partir de dezembro, os agricultores começam a preparar os solos para a próxima época de sementeira, pelo que começam a arar os solos, isto é, a revirar as camadas do solo, invertendo-as para aumentar a oxigenação da matéria orgânica (Lourenço & Piersma, 2008).

1.3.1 Uso dos arrozais pelas Strigiformes

Os arrozais são reconhecidos, ao nível internacional, pela sua importância como habitat agrícola para a avifauna (Fasola & Ruiz, 1996; Lourenço, 2009; Lourenço & Piersma, 2008), funcionando com frequência como substitutos das zonas húmidas naturais que sofreram pressões antrópicas (e.g., drenagem), que forçaram o abandono da respetiva avifauna dos habitats originais (Elphick, 2000; Tourenq et al., 2001). Para além de ser considerada um tipo de cultura importante para uma grande diversidade de aves aquáticas e limícolas, particularmente durante as migrações do outono e inverno (Lourenço & Piersma, 2008), fornece também um bom habitat para aves de rapina diurnas, durante esse mesmo período (Lourenço, 2009). Embora exista

pouca informação acerca da importância desta cultura para as Strigiformes, alguns autores salientam a importância sazonal deste biótopo na Lezíria Sul de Vila Franca de Xira, sendo especialmente utilizado depois da ceifa (Machado, 2011; Roque et al., 2017).

No outono, após a ceifa, apenas permanecem o restolho e grãos de arroz caídos no solo (Lourenço & Piersma, 2008; Tomé & Valkama, 2001). Essa disponibilidade de alimento não só vai ser de grande importância para várias espécies de aves limícolas e aquáticas (Lourenço & Piersma, 2008), como também poderá favorecer um aumento na abundância de pequenos mamíferos (Machado, 2011; Tomé & Valkama, 2001). Mais tarde, durante o outono e inverno, após a sementeira, a abundância de pequenos mamíferos também é provavelmente mais alta (Tomé & Valkama, 2001). Na fase de produção, os arrozais também suportam um elevado número de invertebrados, pequenos peixes e anfíbios (Cabral et al., 1998; Marques & Vicente, 1999).

1.4 Pastagens

Na Ponta da Erva o segundo uso do solo mais representado, ocupando 1 789 ha, são as pastagens extensivas, com um efetivo bovino de aproximadamente 3 500 animais, composto por manadas de raças autóctones, como a Mertolenga e Preta, exploradas tanto em linha pura quanto em cruzamentos com as raças Charolesa e Limousine (Pinto, 2012). O tipo de pastoreio enquadra-se no pastoreio intermitente, uma vez que as parcelas são utilizadas com base numa avaliação empírica da disponibilidade de alimento. As pastagens são utilizadas até que o alimento se esgote e, posteriormente, são usadas novamente quando o crescimento do pasto parece satisfatório (Pinto, 2012). Por outras palavras, utiliza-se uma prática tradicional, a transumância, na qual o gado permanece temporariamente nas pastagens da Lezíria e é transferido para a Charneca do Infantado (montado de sobro), geralmente durante o inverno, aproveitando a complementaridade dos recursos naturais entre as duas áreas geridas pela Companhia das Lezírias (Alves et al., 2022). Todavia, neste local, essa prática é direcionada a bovinos, o que é menos comum em comparação com a prática da transumância de ovinos e caprinos. A transumância permite uma gestão sustentável, ajudando a manter a qualidade das pastagens, evitando o sobrepastoreio e promovendo a regeneração da vegetação (Vidal-González et al., 2024).

1.4.1 Uso das pastagens pelas Strigiformes

As pastagens são utilizadas por várias espécies de aves de rapina diurnas e noturnas como áreas de alimentação (Šálek et al., 2010; Torre et al., 2007). O impacto do pastoreio na vegetação e no solo podem afetar as comunidades faunísticas das quais as Strigiformes dependem, com destaque para as comunidades de pequenos mamíferos e de invertebrados, uma vez que estas utilizam tanto a cobertura vegetal quanto o próprio solo para se alimentarem e/ou constroem sistemas de tocas temporárias ou permanentes (Eccard et al., 2000; Gibson et al., 1992; Keesing, 1998).

As planícies agrícolas constituem habitats altamente favoráveis para a coruja-das-torres no sul da Europa mas as práticas agrícolas exercem uma forte influência na seleção de habitat pelas corujas (Tomé & Valkama, 2001). A coruja-das-torres parece beneficiar de planícies agrícolas heterogéneas, uma vez que a sua dieta varia ao longo do ano de acordo com a disponibilidade de recursos alimentares assegurada por diferentes usos do solo (Machado, 2011; Tomé & Valkama, 2001). Segundo Tomé

& Valkama (2001), as corujas parecem beneficiar tanto de práticas tradicionais (e.g., pastagens extensivas) quanto de práticas modernas (e.g., campos de girassol irrigados).

A presença de presas é um fator crucial para a presença de coruja-das-torres, cuja estratégia de alimentação é baseada na disponibilidade de alimento (Bellocq, 2000; Taylor, 2004). Algumas espécies de pequenos mamíferos que constituem a dieta da coruja-das-torres requerem áreas com vegetação com mais de 20 cm de altura (Askew et al., 2007) e densa, e uma cobertura espessa de manta morta (Tattersall et al., 2000). Além disso, fatores ambientais como o tipo de habitat, a conectividade paisagística e a composição da paisagem também influenciam a dinâmica populacional dos pequenos mamíferos (Ecke et al., 2002; Wijnhoven et al., 2005). A heterogeneidade espacial também influencia positivamente a abundância e riqueza específica de pequenos mamíferos (Ecke et al., 2002; Fischer et al., 2011).

A coruja-das-torres captura as suas presas utilizando as suas pernas e garras longas, que lhe permitem penetrar em áreas de pastagens densas (Shawyer, 1998; Taylor, 1994). Contudo, habitats com vegetação entre os 1,5 m e 3 m (e.g., campos de girassol, campos de milho, e caniçais) são menos utilizados porque são praticamente impenetráveis para as corujas (Tomé & Valkama, 2001). Por fim, é importante referir que a presença de cercas pode influenciar utilização dos biótopos, incluindo as pastagens, sendo estas utilizadas como poisos durante a caça, para a procura de presas (Fig. 2) (Bunn et al., 1982; Taylor, 1994).



Figura 2. Coruja-das-torres (*Tyto alba*) pousada num poste de cerca na Lezíria Sul de Vila Franca de Xira. ©Mariana Tomaz.

1.5 Objetivos

Este trabalho tem como objetivos: (1) Avaliar os padrões de variação temporal e espacial da presença de coruja-das-torres no Estuário do Tejo; (2) Avaliar o impacto da gestão agrícola e das características ecológicas e florísticas do arrozal na presença de coruja-das-torres; (3) Avaliar o impacto da gestão do pastoreio e das características ecológicas e florísticas da pastagem na presença de coruja-das-torres.

Com base no conhecimento atual sobre a espécie e a área de estudo, este trabalho investiga as seguintes hipóteses: (1) o tipo de uso do solo e a estação do ano têm influência na presença de coruja-das-torres, sendo esperado um aumento na sua frequência de ocorrência durante a estação do verão e uma diminuição nas estações do outono e inverno; (2) a gestão dos arrozais condiciona a presença de coruja-das-torres, ocorrendo esta com maior frequência nos arrozais após a ceifa; (3) a gestão do pastoreio (i.e. presença de gado, tempo de permanência e encabeçamento) exerce uma influência negativa na presença de coruja-das-torres, estando essa influência relacionada com alterações das características da vegetação; e (4) as valas de escoamento com uma boa percentagem de cobertura de vegetação têm um efeito positivo no uso do espaço pela coruja-das-torres.

Este estudo pretende contribuir para aumentar o conhecimento sobre a resposta da coruja-das-torres a alterações do seu habitat, numa área agrícola de elevada importância para os juvenis desta espécie. O aspeto inovador deste trabalho consistiu na análise integrada do efeito da gestão agrícola dos arrozais e das pastagens, e de métricas de diversidade e características ecológicas da vegetação da matriz agrícola e da rede de valas de escoamento.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado, entre 2023 e 2024, no centro-oeste de Portugal Continental, na área designada por Ponta da Erva, com aproximadamente 5 610 ha, situada na parte ocidental da Lezíria Grande da freguesia de Vila Franca de Xira, junto ao Estuário do Rio Tejo (38°50'N, 8°80'W) (Fig. 3). A área é delimitada de Noroeste a Sul pelo Rio Tejo, a Sudeste pelo Rio Sorraia e a Norte pelo troço da Estrada Nacional (EN) n.º 10, entre Vila Franca de Xira e Porto Alto.

A região é caracterizada por um clima termomediterrânico sub-húmido, com um inverno ameno e húmido, um verão quente e um período de seca estival de pelo menos dois meses (Flor et al., 2021). O ano em que decorreu a maior parte da amostragem (2023), foi considerado o segundo ano mais quente desde 1931 (Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2024a).

A paisagem apresenta-se fortemente intervencionada, devido à intensa atividade agrícola e pecuária, sendo sobretudo composta por arrozais e pastagens extensivas (onde é criado sobretudo gado bovino e, pontualmente, equino), que ocupam 62% e 31,9% da superfície agrícola, respetivamente. Do restante mosaico agrícola (6,1%) fazem ainda parte milheirais, culturas de sequeiro (aveia, cevada, trigo, azevém) e culturas forrageiras (plantações de espécies herbáceas que, após a ceifa, são destinadas ao fabrico de rações para o gado).

A maior parte da área é atravessada por um amplo sistema de cercas de arame, com postes de madeira (que delimita as várias parcelas), valas de escoamento internas e valas exteriores às parcelas, paralelas às bermas das estradas, e por estradas não pavimentadas, utilizadas sobretudo para fins agrícolas (Tomé & Valkama, 2001). A vegetação natural que subsiste no local, restringe-se às orlas das áreas de cultivo, pastagens, às valas de escoamento, margens das valas paralelas às bermas da estrada, e ainda áreas junto ao Tejo e ao Sorraia (Tomé, 1994; Tomé & Valkama, 2001).

Uma grande extensão da área de estudo está integrada na Reserva Natural do Estuário do Tejo (de acordo com o Decreto-Lei n.º 565/76, de 19 de julho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 487/77, de 17 de novembro). Adicionalmente, a totalidade da área é abrangida pela Zona de Proteção Especial do Estuário do Tejo, ao abrigo da Diretiva Aves - Diretiva 2009/147/CE (Decreto-Lei n.º 280/94, de 5 de novembro, alterado

pelos Decreto-Lei n.º 140/2002, de 20 de maio e Decreto-Lei n.º 190/2002, de 5 de setembro).



Figura 3. Localização e limites da Lezíria Sul de Vila Franca de Xira. Fonte: Google Earth.

2.2 Recolha de dados

2.2.1 Variáveis de gestão agrícola

Os arrozais em estudo correspondem a 14 parcelas, das quais oito são geridas pela Companhia das Lezírias e as restantes seis pela empresa Orivárzea. As variáveis relacionadas com a gestão dos arrozais – tempo desde a colheita (temp_colh) e variedade de arroz (vari_arro) – foram obtidas a partir de dados fornecidos por ambas as entidades. Esses dados incluíam uma lista com as datas das ceifas e a variedade de arroz produzido em cada parcela. Em 2023, na Ponta da Erva, o processo começou com o alagamento dos campos a partir de 28 de abril. A sementeira teve início a 3 de maio. Após um período de crescimento e maturação, a ceifa do arroz foi iniciada a 24 de setembro, com recurso a maquinaria agrícola (Fig. 4), encerrando-se assim o ciclo produtivo anual.



Figura 4. Execução da ceifa com recurso a maquinaria agrícola na Lezíria Sul de Vila Franca de Xira. ©Mariana Tomaz.

As pastagens amostradas correspondem a 11 parcelas geridas pela Companhia das Lezírias, nas quais o gado bovino é criado de modo extensivo e biológico, em regime anual de transumância, sendo deslocado para a Charneca do Infantado no inverno (Pinto, 2012). As variáveis de gestão do pastoreio – presença de gado (0/1) (p_gado), tempo de permanência de gado (número de dias com gado; temp_perm) e encabeçamento (cabeças normais/hectares; Ministério da Agricultura e da

Alimentação, 2023; cabe_norm) foram calculadas a partir de dados fornecidos pelo Departamento de Agropecuária da Companhia das Lezírias, com referência às datas em que foram realizados os transectos. Esses dados incluíam uma lista de datas de transferências do gado entre parcelas e a identificação das manadas. O gado bovino foi introduzido na Ponta da Erva no dia 24 de abril de 2023, permanecendo até 17 de outubro. Retornou a 26 de dezembro de 2023, tendo permanecido até fim do período de amostragem, 26 de janeiro de 2024.

2.2.2 Caracterização da vegetação e do habitat agrícola

A amostragem da vegetação e das variáveis ecológicas do habitat agrícola foi efetuada em três períodos distintos, correspondentes a três estações do ano (verão, outono e inverno). No verão, a amostragem decorreu entre oito e 29 de agosto de 2023, no outono entre 11 de outubro e 28 de novembro de 2023, e no inverno entre cinco e 26 de janeiro de 2024, totalizando 129 horas de trabalho de campo.

Para cada tipo de uso do solo (arrozal e pastagem) realizaram-se inventários florísticos, de acordo com o método dos quadrados (Kent, 2011). A inventariação florística, ou seja, as espécies de plantas presentes e respetiva percentagem de cobertura, foram registadas numa área de 1 m², área mínima ecologicamente homogénea e representativa deste tipo da vegetação.

Em cada secção a amostragem seguiu o esquema representado na figura 5, tendo a distribuição dos quadrados amostrais sido feita de forma estratificada (3 réplicas) e sistemática dentro de cada secção e tipo de habitat (matriz e valas de escoamento externas do arrozal e da pastagem; e valas de escoamento internas na área de pastagem). Em cada secção da área de estudo foi identificado o eixo central, perpendicular à estrada, sobre o qual foram posicionados os quadrados de amostragem. Nas pastagens foram colocados três quadrados a cada 15 m (aos 15 m, 30 m e 45 m medidos a partir da estrada, em direção ao interior da parcela). Adicionalmente, foram colocados quadrados paralelamente a esses pontos, na vala de escoamento interna mais próxima. Nos arrozais (matriz) e nas valas externas (vegetação marginal), exterior às parcelas de ambos os usos de solo, os conjuntos de três quadrados foram colocados paralelamente à estrada, a 15 metros para cada lado do eixo central.

Em cada ponto, foram recolhidas as seguintes variáveis contínuas: altura média da vegetação (alt_med); altura máxima da vegetação (alt_max), percentagem de solo nu (% solo_nu), percentagem de cobertura total (% cob_total), percentagem de palha (% palha), percentagem de espécies (espécie) e na matriz e valas internas das pastagens, a percentagem de dejetos de gado (% dejetos) (Fig. 6). Nas valas internas (vi) e externas (vb), também foram registadas a percentagem de superfície da água (% sup_agua) e a altura de água (alt_agua) (Fig. 7).

A identificação das espécies foi realizada sempre que possível em campo. Mas quando necessário, as plantas foram recolhidas, prensadas, e salvaguardadas para identificação em laboratório, com recurso à Nova Flora de Portugal (Franco, 1971, 1984; Franco & Rocha-Afonso, 1994, 1998) e ao site Flora-On (s.d.). Com estas informações, foi criada a variável índice de Shannon-Wiener (indi_shan), utilizando as famílias como base para o cálculo (Eq. 2, Anexo 1).

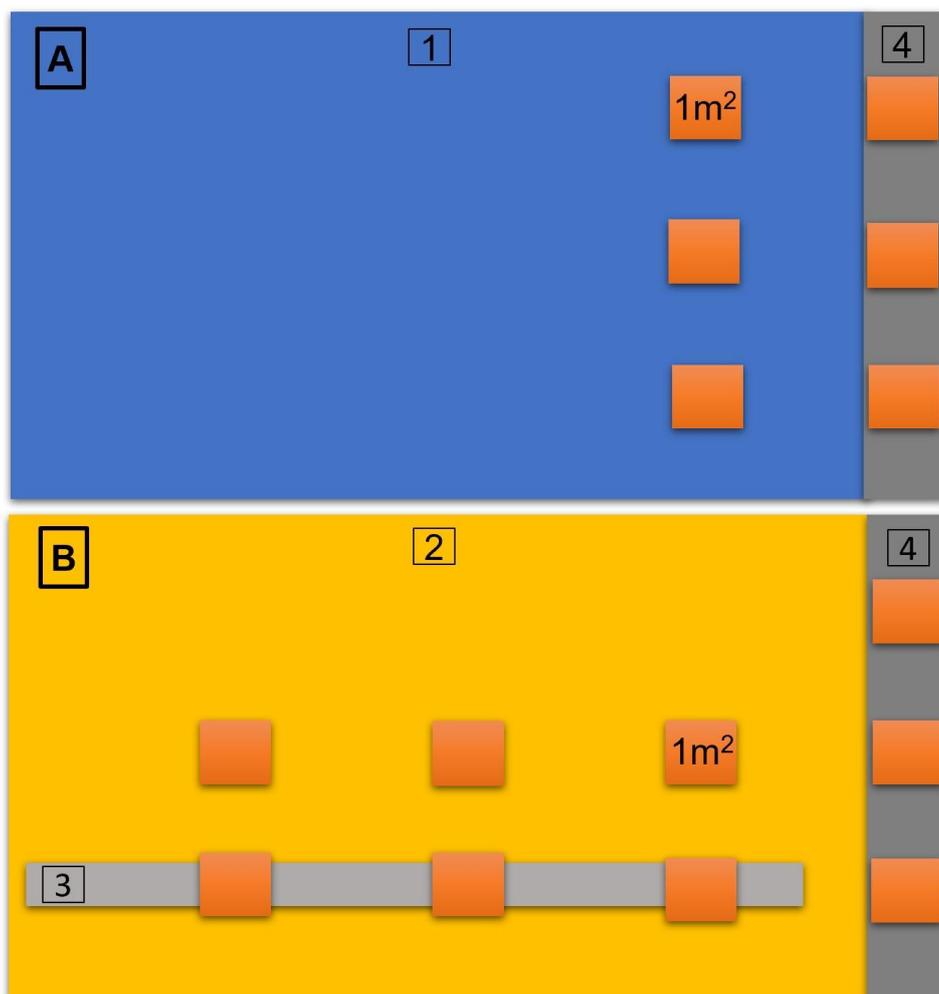


Figura 5. Esquema de amostragem de vegetação e métricas do habitat à escala da secção. (A) Secção de arrozal. (B) Secção de pastagem. (1) Matriz do arrozal. (2) Matriz da pastagem. (3) Vala interna. (4) Vala externa.



Figura 6. Amostragem de vegetação através do método dos quadrados na matriz das pastagens.



Figura 7. Amostragem de vegetação e medição da altura da vegetação nas valas internas das pastagens.

2.2.3 Censos de coruja-das-torres

Para contabilizar a presença/ocorrência de corujas-das-torres foram efetuados percursos de automóvel (transectos) ao longo da estrada não pavimentada entre a EN10 e a Ponta da Erva. Apesar de não ser comum a utilização do método dos transectos no estudo das Strigiformes, devido à sua elevada dificuldade de deteção (Fuller & Mosher, 1981; Millsap & Lefranc, 1988), este método adequa-se às condições particulares da área de estudo, nomeadamente, a boa visibilidade (dada o reduzido número de árvores e estruturas artificiais), o elevado número de postes de cercas ao longo da estrada (frequentemente utilizados como poiso e ponto de observação para caçar; Bunn et al., 1982; Tomé & Valkama, 2001), e o elevado número de corujas-das-torres durante o período de dispersão pós-natal.

No total, foram realizados 24 censos noturnos, semanais, entre 8 de agosto de 2023 e 23 de janeiro de 2024, resultando em aproximadamente 14 horas de trabalho.

O transecto compreendeu um percurso com cerca de 11,8 km, na estrada agrícola com início no portão da Ponta da Erva, sendo parte de um transecto mais extenso estabelecido no âmbito do Projeto *TytoTagus* (Roque et al., 2021) (Fig. 8).

O transecto foi realizado de automóvel a uma velocidade de cerca de 40 km/h, com abrandamentos apenas para registo das coordenadas dos indivíduos observados, com recurso a um GPS. Durante o percurso, foram contabilizadas todas as observações de corujas-das-torres (tanto pousadas quanto em voo), com recurso às luzes do automóvel e com o auxílio de um foco manual com alcance de aproximadamente 40 m (Condon et al., 2005; Tomé, 1994; Tomé & Valkama, 2001).

Os transectos decorreram nas primeiras três horas e meia após o ocaso (Tomé, 1994). A amostragem apenas foi realizada quando as condições meteorológicas eram favoráveis, ou seja, durante noites de céu limpo ou parcialmente nublado, com vento fraco a moderado, considerando que o comportamento de caça da coruja-das-torres pode ser influenciado por condições meteorológicas adversas (Condon et al., 2005; Tomé & Valkama, 2001).

2.2.3.1 Distribuição espacial da coruja-das-torres

As localizações das corujas, registadas durante os censos, foram associadas às parcelas agrícolas, subdivididas em secções, com recurso ao Sistema de Informação Geográfica (SIG) QGIS. Para tal, o transecto foi dividido em 18 troços, correspondentes a 36 secções, 14 secções de arrozal e 22 secções de pastagem (i.e., a cada troço foram associadas duas secções, uma de cada lado da estrada; Fig. 8). O comprimento médio dos troços foi de $296,7 \pm 50,2$ m, sendo em geral de maior dimensão nas pastagens (245,5 - 390,8 m) relativamente aos arrozais (271,4 - 343,7 m), devido à diferença de dimensão das parcelas entre usos do solo. A descontinuidade nos troços de arrozal corresponde a uma parte do transecto com vegetação de porte arbóreo de ambos os lados da estrada, que foi excluída por corresponder a uma área com menor probabilidade de deteção de coruja-das-torres. As corujas registadas em parcelas não amostradas foram excluídas da análise.

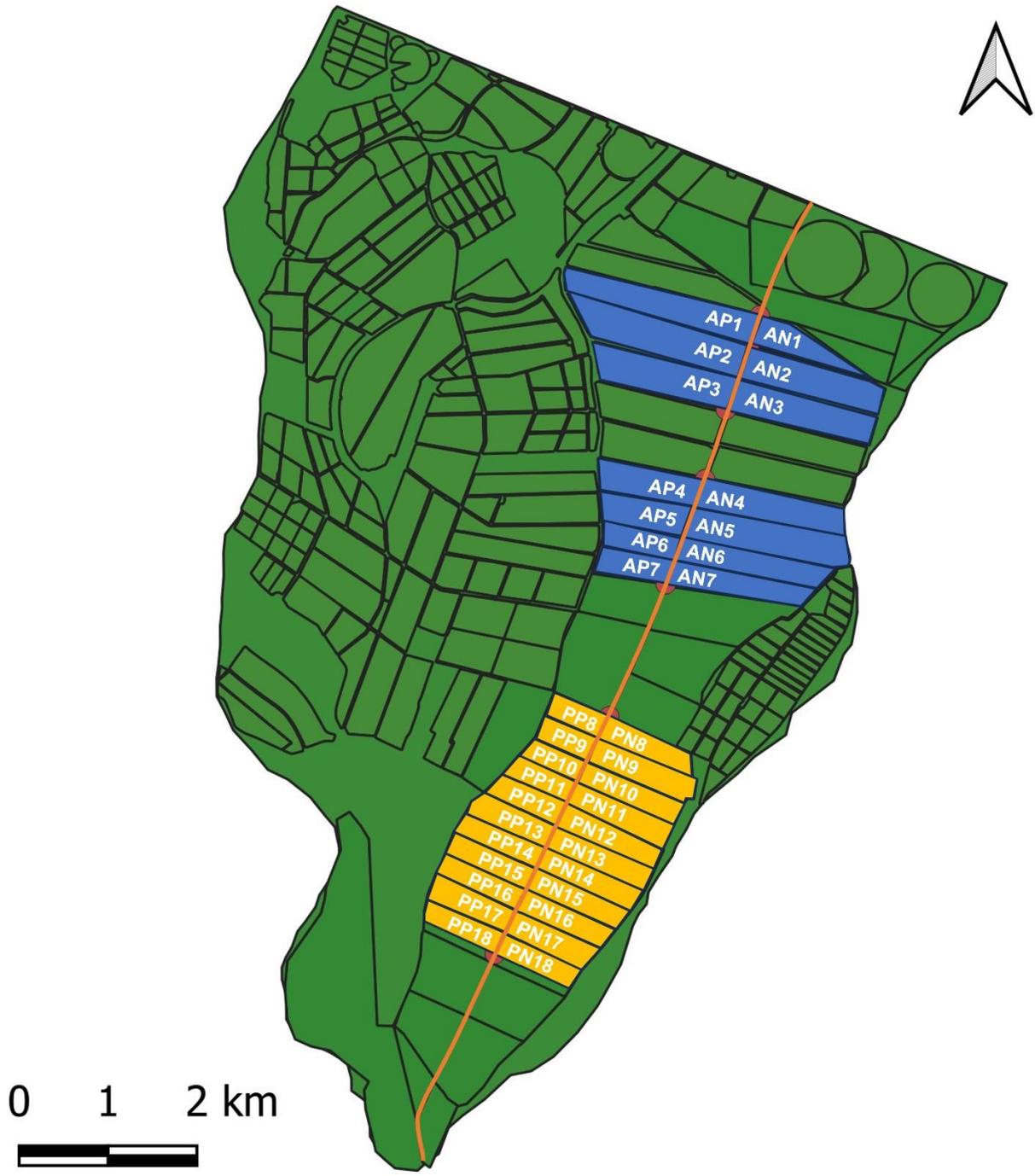


Figura 8. Localização do transecto (linha laranja), das 14 secções de arrozal (polígonos a azul) e das 22 secções de pastagem (polígonos a amarelo) na área de estudo. Legenda: primeira letra da secção A/P (Arrozal/Pastagem); segunda letra da secção P/N (Poente/ Nascente); numeração dos troços do transecto 1 – 18 (cada troço corresponde a duas secções).

2.2.4 Caracterização da dieta da coruja-das-torres

Para complementar a informação disponível sobre o habitat da coruja-das-torres com dados sobre as suas presas, durante o período de amostragem, foram realizadas sete visitas, entre 15 agosto de 2023 e 12 de janeiro de 2024, a diversos poisos frequentes de coruja-das-torres na área de estudo. Nas secções das pastagens, a prospeção foi efetuada ao longo das vedações junto à berma da estrada, procedendo-se à recolha de egagrópilas inteiras (Barn Owl Trust, 2012). Nos arrozais, a prospeção foi realizada na base de um eucalipto com uma copa bastante densa. Nas pastagens apenas foi possível a recolha de egagrópilas durante o verão e outono, e nos arrozais, durante o outono e inverno.

Todo o material foi recolhido e armazenado em sacos de papel ou plástico hermético. Cada saco foi etiquetado com a data e o local de recolha, e conservado no congelador, com o propósito de preservar a integridade das amostras (The Barn Owl Trust, s.d.).

A análise laboratorial foi realizada nas instalações do Laboratório de Ornitologia da Universidade de Évora (LabOr), entre 27 de outubro de 2023 e 11 de março de 2024, totalizando aproximadamente 40 horas de trabalho.

As egagrópilas foram amolecidas em água, de modo a evitar danificar os ossos ou os exoesqueletos de insetos durante a triagem (The Barn Owl Trust, s.d.). De seguida, as amostras foram separadas com o uso de pinças de dissecação (Fig. 9). Todos os elementos essenciais para a contagem e identificação das presas foram retirados e colocados, ordenadamente, em placas numeradas (Fig. 10), e posteriormente identificados com o auxílio de uma lupa binocular, com as ampliações de 6,4x e de 16x.

Para os mamíferos da ordem Rodentia, dos géneros *Mus*, *Apodemus*, *Rattus* e *Microtus*, e da ordem Eulipotyphla, do género *Crocidura*, foram separados os crânios, mandíbulas e ossos pélvicos, os quais foram posteriormente identificados de acordo com Yalden & Morris (1993). Estas presas foram, sempre que possível, identificadas até ao género, exceto os indivíduos do género *Apodemus*, que em Portugal correspondem à espécie *Apodemus sylvaticus*.

No caso da classe Insecta, as presas foram identificadas até à ordem, e sempre que possível até à espécie, com base na observação de peças exosqueléticas

diagnosticantes, como cabeça, mandíbula, tórax, élitros e membros, com recurso a Chinery (1986).

A contagem do número de presas por egagrópila foi realizada seguindo o método do Número Mínimo de Indivíduos (Zaitzove-Raz et al., 2020). Dessa forma, cada egagrópila foi tratada como uma amostra individual e analisada de forma independente.

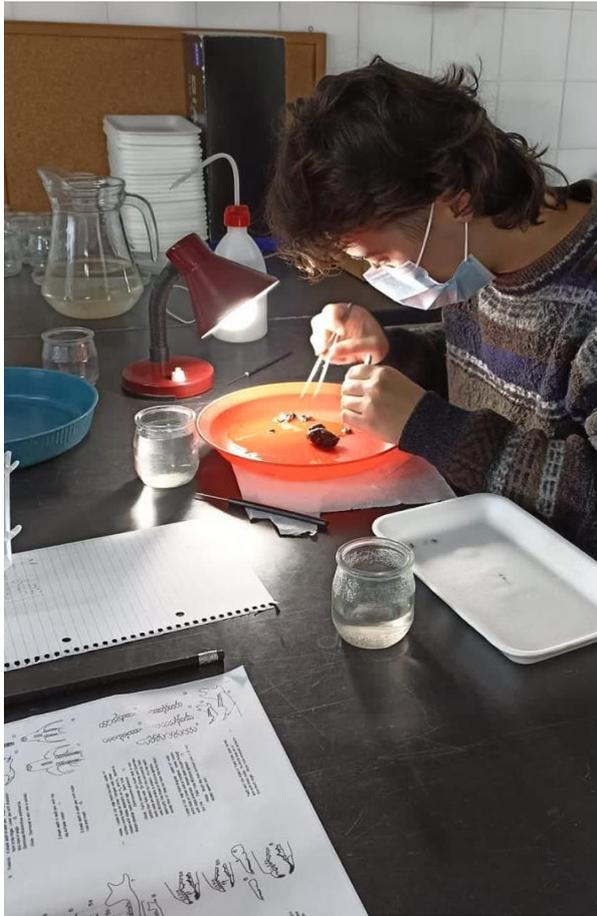


Figura 9. Processo de separação das amostras.



Figura 10. Placas numeradas com os elementos identificativos das amostras.

As presas foram agrupadas por estação do ano e por uso do solo (arrozal e pastagem), tendo-se efetuado o cálculo: (1) das frequências numéricas e frequência de ocorrência (F.O.) (ver Eq.1, Anexo 1) de cada tipo de presa (Tomé, 1994) e (2) da diversidade do nicho trófico, através do índice de Shannon-Wiener H' (ver Eq. 2, Anexo 1; Krebs, 1989).

2.3 Análise estatística

2.3.1 Caracterização da vegetação e das variáveis ecológicas do habitat agrícola

A caracterização da vegetação e do habitat agrícola seguiu uma abordagem comparativa entre estações do ano e por tipo de uso do solo, arrozal e pastagem, considerando diferentes conjuntos de dados:

(1) Variáveis ecológicas: altura média da vegetação (cm), solo nu (%), palha (%), dejetos de gado (%), cobertura total (%), altura da água (cm) e superfície de água (%) observada na secção amostrada;

(2) Composição florística: cobertura de cada espécie (%), riqueza específica (número) e diversidade de espécies (Índice de Shannon-Wiener; ver Eq. 2, Anexo 1);

(3) Características funcionais: cobertura (%) de terófitos, caméfitos, escandentes, fanerófitos, geófitos, helófitos, hemicriptófitos, hidrófitos, proto-hemicriptófitos, poaceae, fabacea, asteraceae, herbáceas, arbustivas e arbóreas.

Os dados foram analisados por secção de amostragem, independentemente de terem sido recolhidos na matriz, vala interior ou vala exterior. Esta perspetiva pretendeu fazer uma caracterização à escala da secção e compreender as alterações gerais no habitat ao longo das estações do ano, identificando as variáveis mais relevantes.

Para a composição de espécies e características funcionais foi seguida uma abordagem multivariada, enquanto para as variáveis ecológicas, riqueza e diversidade de espécies foi seguida uma abordagem univariada. A Anova Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2001) foi utilizada para testar diferenças significativas na composição de espécies e nas características funcionais entre estações do ano. Foram feitas caixas-com-bigodes para facilitar a comparação das diferentes variáveis nos diferentes usos do solo (arrozal e pastagem) entre estações do ano. O teste não paramétrico de Mann-Whitney foi utilizado para testar diferenças significativas entre as estações do ano para cada uma das variáveis ecológicas e de composição florística no arrozal e na pastagem (Mann & Whitney, 1947). O nível de significância foi estabelecido a 0,05.

As análises estatísticas foram realizadas através do RStudio, versão 4.2.2 (RStudio Team, 2022).

2.3.2 Variação espacial e temporal do uso do espaço pela coruja-das-torres

Os dados foram analisados utilizando histogramas e caixas-com-bigodes para identificar *outliers* e verificar a normalidade da distribuição das variáveis explicativas (Quinn & Keough, 2002). As variáveis que não apresentavam distribuição normal foram transformadas utilizando transformações raiz quadrada, logarítmica ou arco seno (Quinn & Keough, 2002). As variáveis que permaneceram com distribuição não normal após utilização das transformações anteriores foram categorizadas em classes representativas dos valores contínuos. Para avaliar a colinearidade e correlação entre variáveis, foi aplicada, respetivamente, a função *pairs* (Becker et al., 1988) e a função *cor.test* (Best & Roberts, 1975; Hollander & Wolfe, 1973), que utilizam a correlação de Pearson. Quando existiu uma correlação forte entre variáveis (i.e., $|r| > 0,7$), apenas a variável com maior relevância ecológica foi incluída na análise.

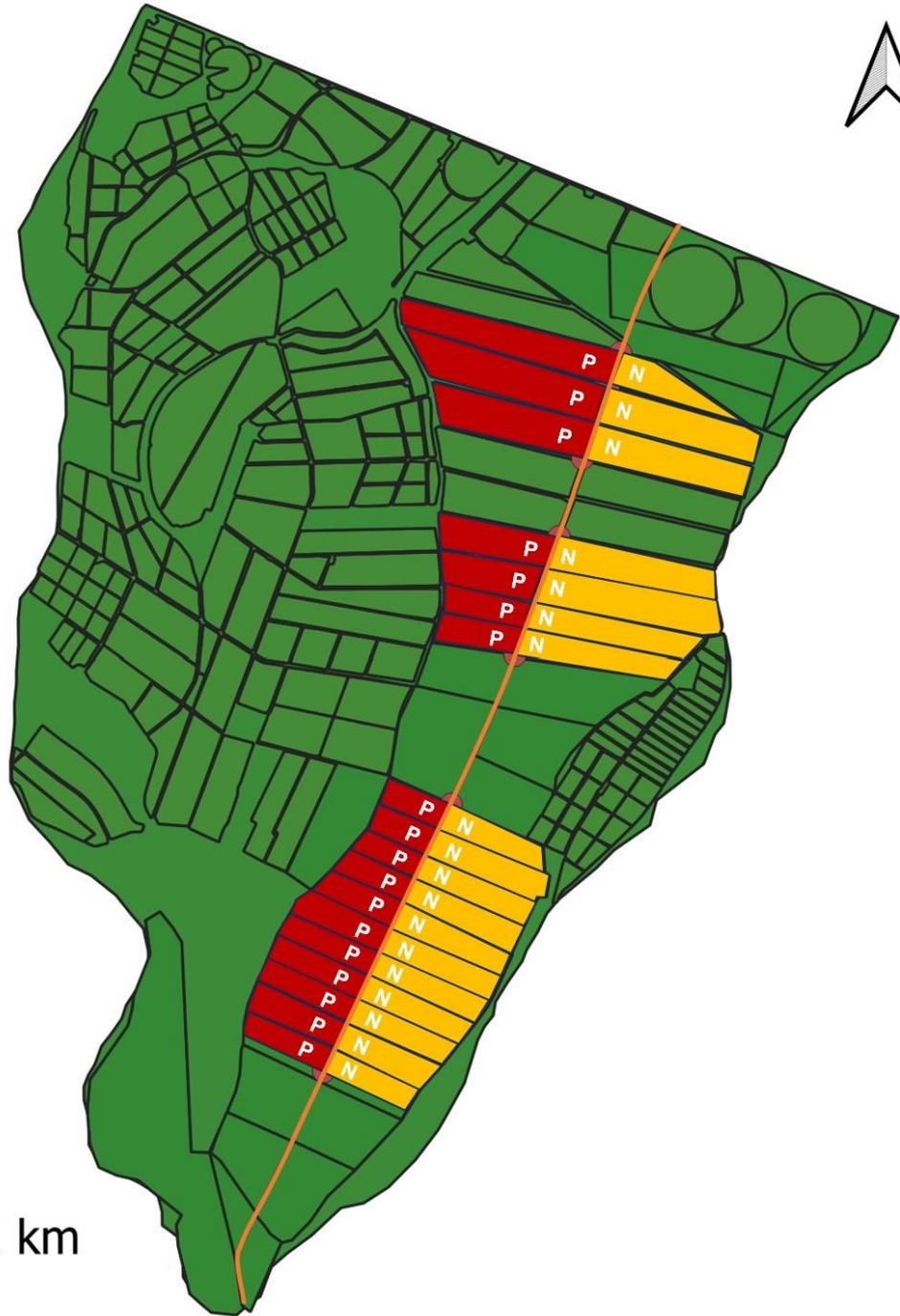
Para verificar a influência das variáveis explicativas no uso do espaço pela coruja-das-torres utilizou-se uma abordagem de comparação de modelos (“multimodel inference”; Burnham & Anderson, 2002). Foram utilizados modelos de Equações de Estimção Generalizadas – *Generalized Estimating Equations* (GEE) –, por serem uma abordagem bastante robusta para lidar com dados correlacionados e medidas repetidas (Hardin & Hilbe, 2013). A variável resposta (ou dependente) comum a todos os modelos foi a presença de coruja-das-torres, ou seja, uma variável com padrão binomial (0/1). As questões em análise foram (1) os padrões espaciais e temporais de uso do espaço pela coruja-das-torres na área de estudo, e (2) os efeitos da gestão e das características do habitat no uso do espaço pela coruja-das-torres em arrozais e (3) em pastagens. Na primeira análise, o uso do solo (arrozal e pastagem), a estação do ano (verão, outono, inverno) e a interação entre ambas foram incluídos como fatores fixos, utilizando-se o troço como unidade de amostragem. Na segunda e terceira análises a estação do ano foi incluída como fator aleatório em todos os modelos, para refletir os três períodos de amostragem das características do habitat e foi utilizada a secção como unidade de amostragem.

As variáveis explicativas foram agrupadas em quatro tipologias: (1) efeitos da gestão (do arrozal: tempo desde a colheita e variedade de arroz; do pastoreio: presença de gado; encabeçamento e tempo de permanência do gado); (2) caracterização da matriz; (3) caracterização das valas internas (existentes apenas nas

secções de pastagem); e (4) caracterização das valas externas. As tipologias (2), (3) e (4) incluíram as seguintes variáveis: altura média da vegetação (cm), percentagem de solo nu, percentagem de palha, percentagem de cobertura total, índice de Shannon-Wiener, percentagem de dejetos de gado (na matriz e nas valas internas das pastagens) e altura da água (cm) (na matriz dos arrozais e nas valas internas e externas em ambos os tipos de uso de solo).

Para assegurar a independência das observações (i.e., que não havia repetição do valor da presença de coruja-das-torres associado simultaneamente à secção do lado esquerdo e direito de cada troço do transecto), e considerando que não é possível determinar a priori qual o lado que tem maior influência na presença, as bases de dados do arrozal e da pastagem foram subdivididas em quatro combinações de secções que apenas incluíram uma secção por troço. Essa subdivisão considerou dois critérios: (1) combinações de secções contíguas localizadas a poente ou a nascente e (2) combinações de parcelas alternadas (cruzadas ou em “formato xadrez”) associadas a troços não repetidos (Fig. 11). Assim, foram geradas quatro variantes para cada base de dados: base de dados do arrozal poente (BDAP), base de dados do arrozal nascente (BDAN), base de dados do arrozal cruzado 1 (BDAC1), base de dados do arrozal cruzado 2 (BDAC2), base de dados das pastagens poente (BDPP), base de dados das pastagens nascente (BDPN), base de dados das pastagens cruzado 1 (BDPC1) e base de dados das pastagens cruzado 2 (BDPC2).

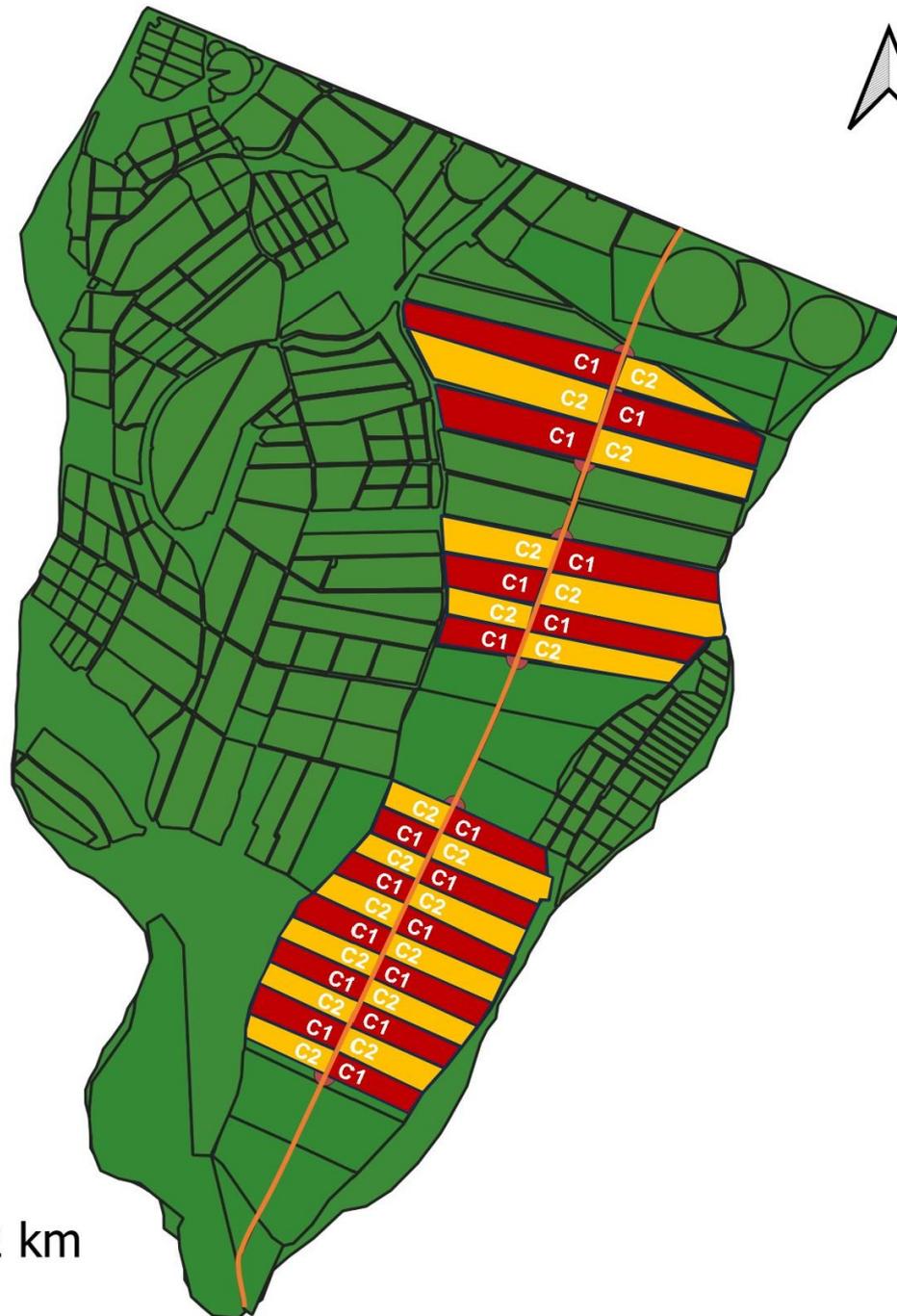
A



0 1 2 km



B



0 1 2 km

Figura 11. Esquema de divisão da base de dados em quatro combinações de secções. Mapa A: combinações de secções contíguas localizadas a poente (P; vermelho) ou a nascente (N; amarelo). Mapa B: combinações de parcelas alternadas (C1; vermelho e C2; amarelo).

Na abordagem de comparação de modelos foram criados modelos competidores através de todas as combinações possíveis de variáveis explicativas tendo em consideração um número máximo de variáveis por modelo. O modelo nulo foi incluído em todas as comparações como medida da capacidade explicativa dos modelos. Para evitar o sobre-ajustamento dos modelos por inclusão de demasiadas variáveis explicativas foi aplicada uma regra empírica limitando o número de variáveis em função do tamanho da amostra, ou seja, uma variável explicativa por cada 10 casos. A seleção de modelos foi realizada em duas fases: a seleção inicial de modelos parciais (i.e., a seleção de modelos dentro de cada tipologia de variáveis) e a seleção final de modelos globais (i.e., agrupando todas as variáveis escolhidas na seleção inicial).

Para a seleção dos melhores modelos, foi utilizado o Critério de Informação da Quasi-verossimilhança – *Quasi-likelihood Information Criterion* (QIC), uma modificação do Critério de Informação de Akaike – *Akaike Information Criterion* (AIC) ajustado aos GEEs (Pan, 2001; ver também Bovenzi et al., 2016; Cui, 2007; Dreitz et al., 2004; Zuur et al., 2009). Os modelos com os menores valores de ΔQIC ($\Delta i = QIC_i - QIC_{min}$) foram escolhidos como sendo os modelos que melhor explicam a variação da presença da coruja-das-torres entre as estações do ano. Por analogia às regras de força de evidência propostas para o método AIC (Burnham & Anderson, 2004), definiu-se como critério para selecionar os melhores modelos $\Delta QIC \leq 2$ em relação ao modelo nulo.

Como havia várias combinações de secções (i.e., quatro bases de dados), na seleção foram selecionados apenas os modelos que demonstraram maior consistência entre as bases de dados, ou seja, que foram selecionados em pelo menos 50% das bases de dados. Adicionalmente, foi calculado o coeficiente de determinação ajustado (pseudo- R^2 ; Hardin & Hilbe, 2012), que representa a proporção da variação total da variável dependente que é explicada pelas variáveis independentes incluídas em GEE (ver também Zheng & Agresti, 2000).

Os modelos selecionados, ou seja, aqueles que apresentaram um ΔQIC inferior a dois foram considerados como tendo capacidade explicativa da presença da coruja-das-torres. Os modelos foram validados utilizando gráficos diagnóstico (gráficos dos resíduos). As variáveis explicativas contidas nestes modelos foram consideradas

como relevantes e foram criados gráficos univariados para avaliar em detalhe a sua influência na variável resposta.

As análises estatísticas foram realizadas através do RStudio, versão 4.2.2 (RStudio Team, 2022), com os pacotes MuMIn (Bartón, 2023) e Geepack (Højsgaard et al., 2006).

3. Resultados

3.1 Caracterização da vegetação

A caracterização florística da vegetação foi feita com base na análise dos inventários realizados em cada secção das parcelas e ao longo das três épocas de estudos. A comparação das características funcionais em termos da proporção das principais famílias e tipos fisionómicos, nas três estações do ano, entre as duas tipologias de habitat agrícola, permitiu fazer uma caracterização de ambos, que está patente nas figuras 12 e 13, respetivamente.

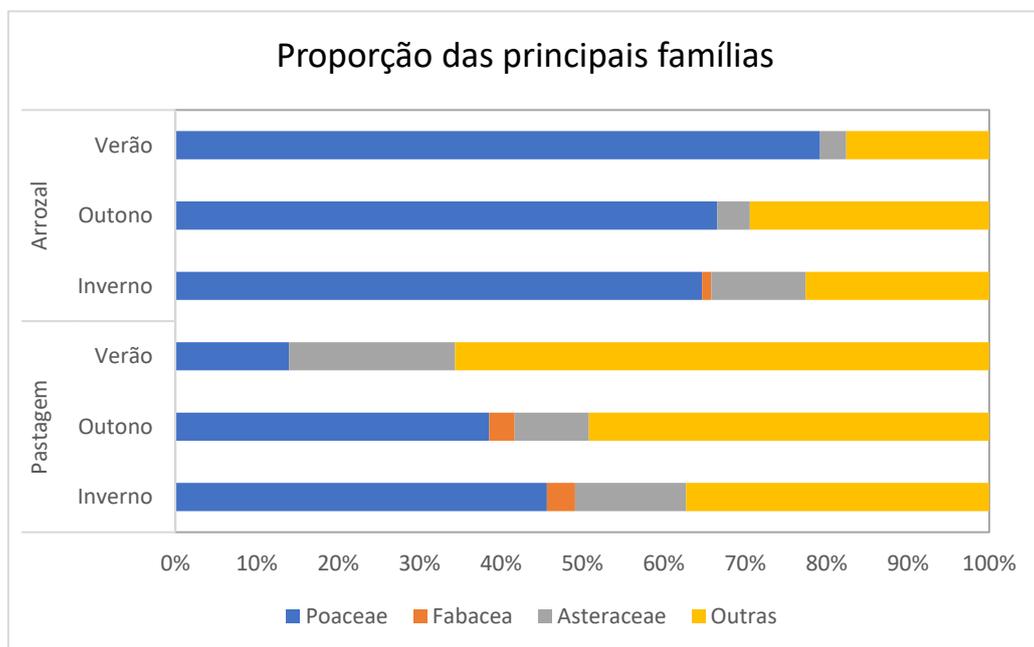


Figura 12. Comparação da proporção das principais famílias entre estações do ano (verão, outono e inverno), para os dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem).

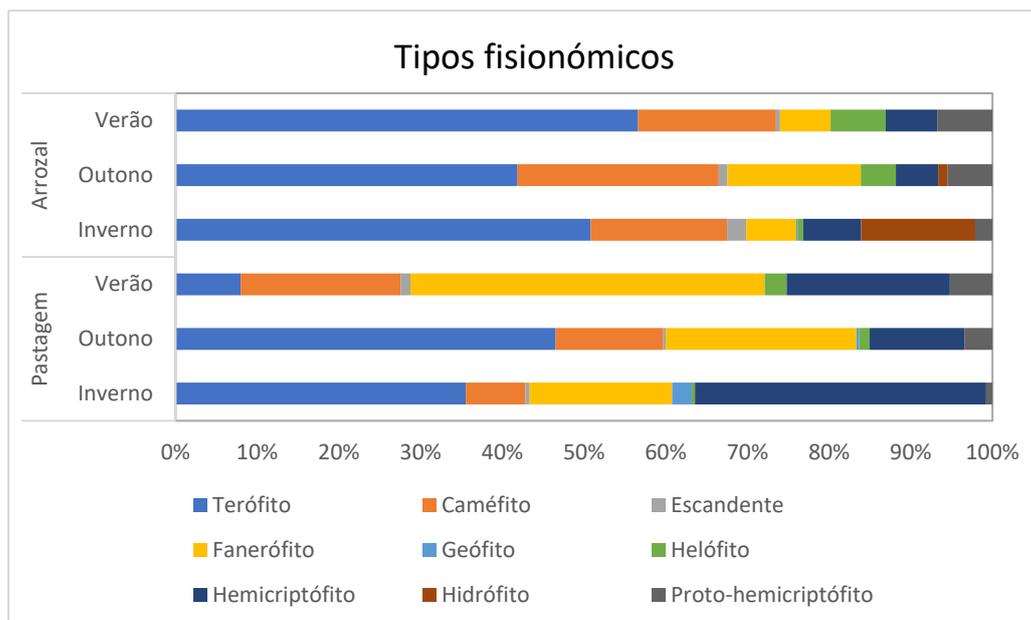


Figura 13. Avaliação dos tipos fisionômicos da comunidade florística entre estações do ano (verão, outono e inverno), para os dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem).

No arrozal, os resultados da PERMANOVA confirmaram diferenças significativas entre o inverno e as outras estações do ano amostradas, tanto em termos de composição de espécies, como de características funcionais da comunidade florística (Tabelas 1 e 2). A família Poaceae (Gramineae) é dominante nas três estações do ano, uma vez que a percentagem de cobertura das plantas de arroz foi sempre muito superior relativamente à percentagem de cobertura relativa de outras espécies presentes (Fig. 12). Em todas as parcelas amostradas do arrozal o tipo fisionômico dominante são os terófitos, plantas anuais de porte herbáceo (Fig. 13). Nas valas externas, verifica-se uma presença constante, também em todas as estações avaliadas, de espécies perenes arbustivas, tais como a *Sarcocornia perennis* e a *Suaeda vera*, espécies pertencentes à família Amaranthaceae e características de ambientes de sapal ou solos salinos húmidos (ver Anexo 2). A ocorrência frequente da espécie *Aster squamatus* destaca-se, principalmente no verão e no outono, época de máximo desenvolvimento vegetativo. Importa referir que esta espécie é exótica, e que ocorre frequentemente nas orlas de sapais e em locais perturbados e temporariamente húmidos (Flora-On, s.d.). A maioria das outras espécies herbáceas que ocorrem nestas parcelas são predominantemente espécies ruderais e que estão adaptadas a regimes de perturbação causados, neste caso, principalmente pela

atividade agrícola. Na época de inverno destaca-se a ocorrência da espécie *Glyceria declinata* na matriz, planta herbácea pertencente à família das Poaceae, que apesar de ser uma espécie autóctone que ocorre frequentemente em zonas húmidas naturais, nestes habitats apresenta frequentemente um comportamento de infestante da cultura (Pacheco, 2015).

Tabela 1. Resultados da análise PERMANOVA entre estações do ano, com base na composição de espécies das parcelas de arrozal.

Estações	t	P(perm)	Uperms	P(MC)
inverno, outono	1,955	0,001	997	0,001
inverno, verão	2,073	0,001	997	0,001
outono, verão	0,789	0,741	999	0,716

Tabela 2. Resultados da análise PERMANOVA entre estações do ano, com base nas características funcionais das parcelas de arrozal.

Estações	t	P(perm)	Uperms	P(MC)
inverno, outono	1,581	0,030	999	0,039
inverno, verão	2,020	0,006	999	0,006
outono, verão	1,528	0,085	999	0,082

Nas pastagens, os resultados da PERMANOVA confirmaram as diferenças significativas entre todas as estações do ano amostradas, tanto em termos de composição de espécies, como de características funcionais da comunidade florística (Tabelas 3 e 4). A matriz das pastagens é uma área aberta, composta por vegetação baixa e com baixa densidade de cobertura. Nela, dominaram espécies espontâneas, maioritariamente pertencentes a três famílias de plantas: as Asteraceas (Compostas), Poaceas e Fabaceas (Leguminosas) (Fig. 12). O regime de perturbação destas áreas de pastagem, ainda que em regime extensivo, é evidente pela ecologia das espécies presentes, ou seja, plantas que ocorrem comumente em campos agrícolas cultivados, ou áreas incultas, bermas de caminhos e sítios nitrofilizados (ex: *Picris echioides*, *Rumex pulcher*, *Anthemis arvensis*) e pelas espécies arvenses pertencentes aos géneros *Phalaris* e *Avena* (ver Anexo 2). São precisamente as plantas destes géneros que foram mais abundantes no outono e no inverno, pois nas áreas de pastagem a cobertura das outras espécies existentes na matriz reduz muito. No verão a vegetação que ocorreu nas valas foi a preponderante, ou seja, espécies fanerófitas (perenes e lenhosas, com gemas de renovo localizados a uma altura de

cerca de 30 cm acima do solo) características de solos encharcados e salgados (Fig. 13), tais como *Suaeda vera*, *Sacorconia perennis* e *Atriplex halimus* (todas pertencentes à família Amaranthaceae).

Tabela 3. Resultados da análise PERMANOVA entre estações do ano, com base na composição de espécies das parcelas de pastagem.

Estações	t	P(perm)	Uperms	P(MC)
inverno, outono	4,010	0,001	999	0,001
inverno, verão	5,669	0,001	998	0,001
outono, verão	4,175	0,001	999	0,001

Tabela 4. Resultados da análise PERMANOVA entre estações do ano, com base nas características funcionais das parcelas de pastagem.

Estações	t	P(perm)	Uperms	P(MC)
inverno, outono	2,674	0,002	999	0,001
inverno, verão	5,583	0,001	999	0,001
outono, verão	4,511	0,001	999	0,001

A variação temporal das variáveis ecológicas e parâmetros de composição florística significativamente diferentes (ver Fig. A1 a A9 e Tabela A1 a A6, Anexo 3), está resumida na Tabela 5 e 6.

Tabela 5. Tabela síntese dos resultados da análise das variáveis ecológicas e de parâmetros de composição florística entre estações do ano. Os sinais positivos e negativos indicam, respetivamente, elevadas proporções para a variável em análise ou vice-versa. A combinação dos dois sinais indica um valor de proporção intermédio.

Uso	Conjuntos	Variáveis	VERÃO	OUTONO	INVERNO
Arrozal	Variáveis ecológicas	alt_med	+	±	±
		% solo_nu	-	+	-
		% palha	±	±	±
		% dejetos	na	na	na
		% cob_total	+	±	+
		alt_agua	+	-	+
		% sup_agua	+	-	+
	Composição florística	riqueza especifica			+
diversidade sps				+	

Tabela 6. Tabela síntese dos resultados da análise das variáveis ecológicas e de parâmetros da composição florística, entre estações do ano. Os sinais positivos e negativos indicam, respetivamente, elevadas proporções para a variável em análise ou vice-versa. A combinação dos dois sinais indica um valor de proporção intermédio.

Uso	Conjuntos	Variáveis	VERÃO	OUTONO	INVERNO
PASTAGEM	Variáveis ecológicas	alt_med		±	+
		% solo_nu	+	+	-
		% palha	+	±	-
		% dejetos	+	±	-
		% cob_total	-	±	+
		alt_agua	-	-	±
		% sup_agua	-	-	±
	Composição florística	riqueza especifica	-	±	+
		diversidade sps	-	+	+

3.2 Variação espacial e temporal do uso de espaço pela coruja-das-torres

3.2.1 Padrões gerais

Foram contabilizadas no total 129 presenças de corujas, 58 nos arrozais e 71 nas pastagens. No verão foram registadas 55 presenças de corujas, no outono 48 e no inverno 26. O número médio de presenças por troço foi de 7 ± 3 corujas-das-torres (intervalo: 3-12). Nos arrozais, os troços 3 (12 presenças) e 7 (11 presenças) foram os mais utilizados pela coruja-das-torres, enquanto os troços 1 (5 presenças) e 5 (3 presenças) foram os menos utilizados (Fig. 14). Nas pastagens, os troços 16 (10 presenças) e 18 (9 presenças) foram os mais utilizados pela coruja-das-torres, enquanto que os troços 9, 10 e 11 (4 presenças) foram os menos frequentados (Fig. 15). No geral, a frequência de ocorrência da coruja-das-torres em pastagens foi mais elevada durante o verão (0,61; outono: 0,23; inverno: 0,08), enquanto que nos arrozais foi superior durante o outono (0,61) e o inverno (0,41; verão: 0,16) (Fig. 16).

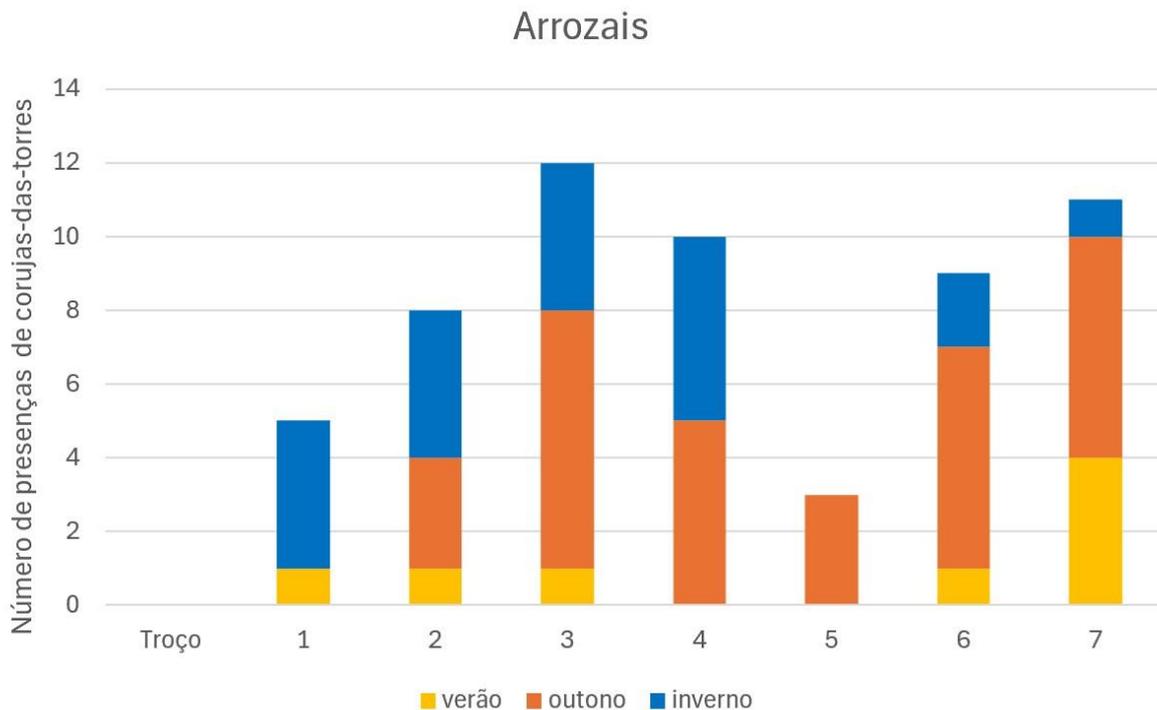


Figura 14. Número de presenças de corujas-das-torres por secção e por estação do ano em arrozais.

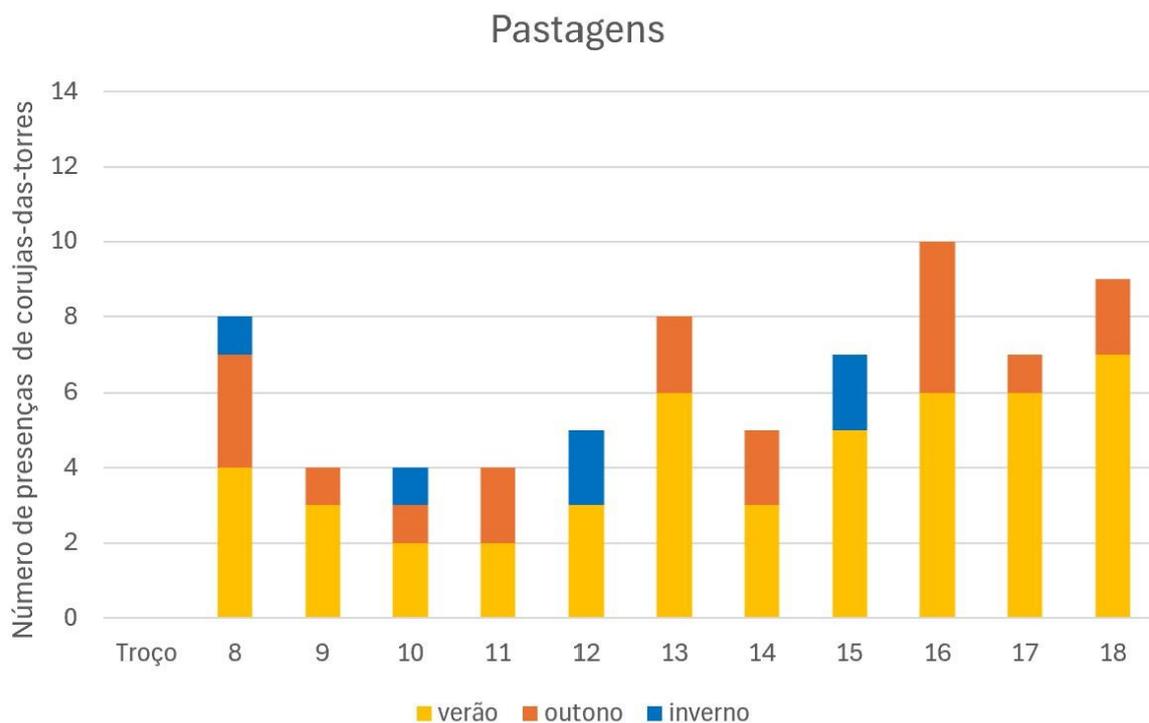


Figura 15. Número de presenças de corujas-das-torres por troço e por estação do ano em pastagens.

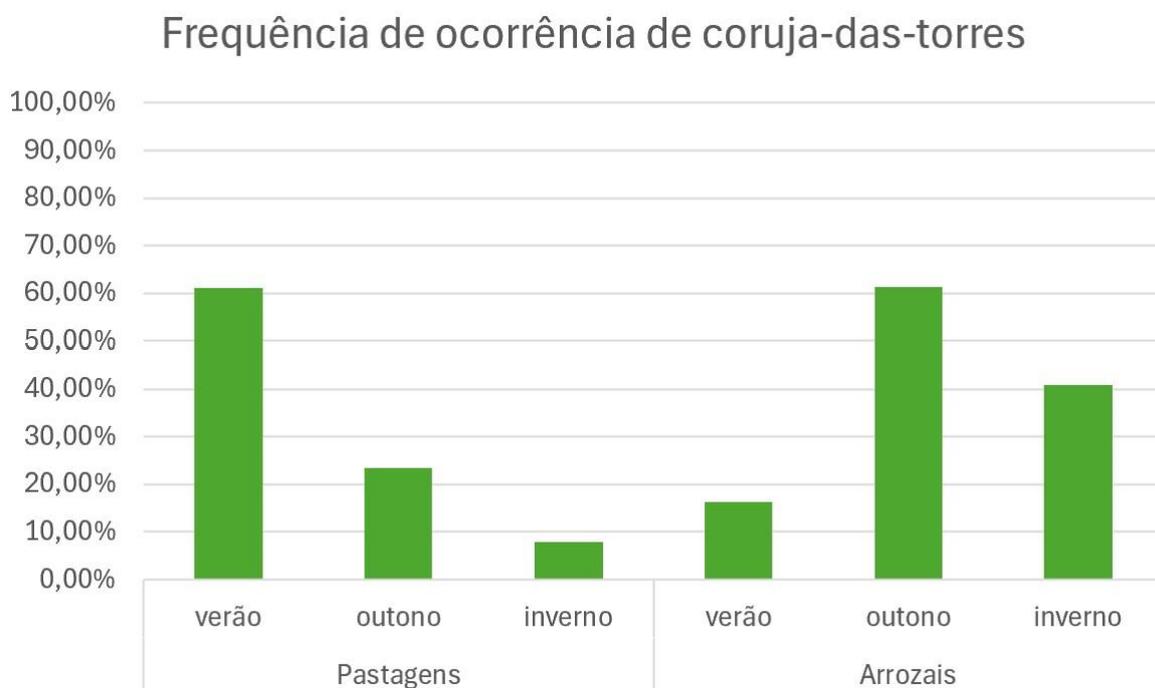


Figura 16. Frequência de ocorrência da coruja-das-torres em pastagens e arrozais durante as estações de verão, outono e inverno.

3.2.2 Variação espaço-temporal

Na avaliação dos padrões espaciais e temporais de uso do espaço pela coruja-das-torres na área de estudo, apenas o modelo com a interação entre o uso do solo e a estação do ano foi selecionado (Tabela 7). As variações na presença de coruja-das-torres à escala da secção parecem ser sobretudo influenciadas pelas pastagens (coeficiente: -2,096, $p < 0,001$) e pelas estações do outono (coeficiente: 0,816; $p < 0,001$) e do verão (coeficiente: -1,246; $p < 0,001$), e por uma interação complexa entre estas variáveis (Tabela 8).

Tabela 7. Resultados da seleção de modelos para análise do efeito da estação do ano e do uso do solo na presença de coruja-das-torres na Lezíria Sul de Vila Franca de Xira.

Modelo	Log-verosimilhança	QIC	Δ QIC	Peso	R2
Uso * estação	-202,08	404,17	0,00	1,00	0,20
Estação	-234,32	468,38	64,22	0,00	0,04
Uso	-241,12	482,24	78,07	0,00	0,008
Modelo nulo	-242,63	485,26	81,09	0,00	-0,02

Tabela 8. Sumário do modelo com a interação entre a estação do ano e o uso do solo.

Média Condicional	Estimativa	Erro Padrão	Wald	Pr(> w)
(Intercept)	-0,373	4,94E-08	5,70E+13	<2e-16
BDAG\$usopastagem	-2,096	1,22E-07	2,95E+14	<2e-16
BDAG\$Estação_outono	0,816	5,30E-07	2,37E+12	<2e-16
BDAG\$Estação_verão	-1,246	6,75E-07	3,41E+12	<2e-16
BDAG\$Estação_outono:BDAG\$usopastagem	0,462	2,84E-07	2,64E+12	<2e-16
BDAG\$Estação_verão:BDAG\$usopastagem	4,165	7,24E-07	3,31E+13	<2e-16

3.3 Impacto da gestão do arrozal no uso do espaço pela coruja-das-torres

3.3.1 Seleção inicial de modelos parciais

Na avaliação do efeito da gestão do arrozal (ver ponto 2.7.2) apenas o modelo com a variável variedade de arroz foi selecionado em 100% das bases de dados, com uma probabilidade de 99%, de ser o melhor modelo (Tabela 9-E, Tabelas 9-A a 9-D; ver também Tabelas A7 a A18, Anexo 4), tendo por isso relevância na explicação da variação da presença da coruja-das-torres à escala da secção.

Na avaliação do efeito das características matriz (ver ponto 2.7.2), foram selecionados dois dos sete modelos em análise, com as variáveis altura da água e índice de Shannon-Wiener, ambos em 50% das bases de dados e com uma probabilidade de 37% e 42%, respetivamente, de serem os melhores modelos. O modelo com a variável percentagem de solo nu, apenas foi selecionado em 25% dos casos, com uma probabilidade de 10% de ser o melhor modelo (Tabela 9-E).

Na avaliação do efeito das características da vala externa (ver ponto 2.7.2), todos os modelos foram selecionados em pelo menos 50% das bases de dados. Os modelos que incluíam as variáveis percentagem de solo nu, percentagem de palha e altura da água, foram selecionados em 75% das análises, com, 20%, 33% e 9%, respetivamente, de probabilidade de serem os melhores modelos (Tabela 9-E). Os restantes modelos, com as variáveis estação do ano, percentagem de cobertura total, índice de Shannon-Wiener e altura média da vegetação foram selecionados em 50% das bases de dados, apresentando, respetivamente, probabilidades de 7%, 8%, 11% e 14% de serem os melhores.

Tabela 9-A. Seleção inicial de modelos com a base de dados do arrozal poente (BDAP).

		BD POENTE		
Efeito	Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO ARROZAL	Estação	0	0,01	0,14
	Estação + temp_colh	0	0,03	0,15
	Estação + vari_arro	1	0,95	0,19
MATRIZ	Estação	0	0,01	0,14
	Estação + alt_med	0	0,02	0,15
	Estação + solo_nu	1	0,23	0,18
	Estação + palha	0	0,04	0,16
	Estação + cob_total	0	0,01	0,14
	Estação + alt_agua	0	0,09	0,17
	Estação + indi_shan	1	0,59	0,20
VALA EXT.	Estação	1	0,08	0,14
	Estação + vb_alt_med	1	0,25	0,16
	Estação + vb_solo_nu	1	0,16	0,15
	Estação + vb_palha	1	0,10	0,15
	Estação + vb_cob_total	1	0,11	0,15
	Estação + vb_alt_agua	1	0,08	0,14
	Estação + vb_indi_shan	1	0,23	0,16

Tabela 9-B. Seleção inicial de modelos com a base de dados do arrozal nascente (BDAN).

		BD NASCENTE		
Efeito	Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO ARROZAL	Estação	0	0,00	0,14
	Estação + temp_colh	0	0,00	0,14
	Estação + vari_arro	1	1,00	0,22
MATRIZ	Estação	0	0,04	0,14
	Estação + alt_med	0	0,04	0,14
	Estação + solo_nu	0	0,05	0,14
	Estação + palha	0	0,04	0,14
	Estação + cob_total	0	0,05	0,15
	Estação + alt_agua	1	0,62	0,17
	Estação + indi_shan	0	0,16	0,16
VALA EXT.	Estação	0	0,00	0,14
	Estação + vb_alt_med	0	0,00	0,14
	Estação + vb_solo_nu	0	0,00	0,17
	Estação + vb_palha	1	0,99	0,28
	Estação + vb_cob_total	0	0,01	0,21
	Estação + vb_alt_agua	0	0,00	0,14
	Estação + vb_indi_shan	0	0,00	0,18

Tabela 9-C. Seleção inicial de modelos com a base de dados do arrozal “cruzado 1” (BDAC1).

		BD XADREZ1		
Efeito	Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO ARROZAL	Estação	0	0,00	0,14
	Estação + temp_colh	0	0,00	0,16
	Estação + vari_arro	1	1,00	0,23
MATRIZ	Estação	0	0,00	0,14
	Estação + alt_med	0	0,01	0,15
	Estação + solo_nu	0	0,07	0,17
	Estação + palha	0	0,01	0,15
	Estação + cob_total	0	0,01	0,14
	Estação + alt_agua	0	0,05	0,17
	Estação + indi_shan	1	0,86	0,21
	Estação + indi_shan	1	0,86	0,21
VALA EXT.	Estação	1	0,13	0,14
	Estação + vb_alt_med	1	0,20	0,15
	Estação + vb_solo_nu	1	0,15	0,14
	Estação + vb_palha	1	0,14	0,14
	Estação + vb_cob_total	1	0,13	0,14
	Estação + vb_alt_agua	1	0,14	0,14
	Estação + vb_indi_shan	1	0,13	0,14
	Estação + vb_indi_shan	1	0,13	0,14

Tabela 9-D. Seleção inicial de modelos com a base de dados do arrozal “cruzado 2” (BDAC2).

		BD XADREZ2		
Efeito	Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO ARROZAL	Estação	0	0,00	0,14
	Estação + temp_colh	0	0,00	0,14
	Estação + vari_arro	1	1,00	0,22
MATRIZ	Estação	0	0,04	0,14
	Estação + alt_med	0	0,04	0,14
	Estação + solo_nu	0	0,06	0,14
	Estação + palha	0	0,05	0,14
	Estação + cob_total	0	0,05	0,14
	Estação + alt_agua	1	0,70	0,18
	Estação + indi_shan	0	0,05	0,14
	Estação + indi_shan	0	0,05	0,14
VALA EXT.	Estação	0	0,06	0,14
	Estação + vb_alt_med	0	0,10	0,14
	Estação + vb_solo_nu	1	0,49	0,14
	Estação + vb_palha	0	0,07	0,24
	Estação + vb_cob_total	0	0,07	0,18
	Estação + vb_alt_agua	1	0,14	0,15
	Estação + vb_indi_shan	0	0,07	0,16
	Estação + vb_indi_shan	0	0,07	0,16

Tabela 9-E. Tabela síntese da seleção inicial de modelos com todas as bases de dados do arrozal.

Efeito	Modelo	TOTAL		
		Seleção QIC (%)	Peso (média)	R2(média)
GESTÃO ARROZAL	Estação	0,00%	0,00	0,14
	Estação + temp_colh	0,00%	0,01	0,15
	Estação + vari_arro	100,00%	0,99	0,22
MATRIZ	Estação	0,00%	0,02	0,14
	Estação + alt_med	0,00%	0,03	0,15
	Estação + solo_nu	25,00%	0,10	0,16
	Estação + palha	0,00%	0,04	0,15
	Estação + cob_total	0,00%	0,03	0,14
	Estação + alt_agua	50,00%	0,37	0,17
	Estação + indi_shan	50,00%	0,42	0,18
VALA EXT.	Estação	50,00%	0,07	0,14
	Estação + vb_alt_med	50,00%	0,14	0,15
	Estação + vb_solo_nu	75,00%	0,20	0,15
	Estação + vb_palha	75,00%	0,33	0,20
	Estação + vb_cob_total	50,00%	0,08	0,17
	Estação + vb_alt_agua	75,00%	0,09	0,14
	Estação + vb_indi_shan	50,00%	0,11	0,16

3.3.2 Seleção final de modelos globais

Na seleção final de modelos entraram todas as variáveis selecionadas na fase inicial (ver ponto 3.3.1) nas quatro bases de dados (ver Tabelas A19 a A22, Anexo 5). Foram selecionados três modelos, contendo as variáveis variedade de arroz (gestão), índice de Shannon-Wiener (características da matriz) e percentagem de palha (características da vala externa) (Tabela 10-E). O modelo mais relevante incluiu a variável variedade de arroz, selecionada em 75% das análises com uma probabilidade de 41% de ser o melhor modelo. O modelo com a variável percentagem de palha na vala externa, foi selecionado em 50% das análises e apresentou uma probabilidade de 42% de ser o melhor modelo. A variável índice Shannon-Wiener na matriz foi selecionada em apenas 25% das análises, apresentando uma probabilidade de 13% de ser o melhor modelo (Tabela 10-E).

As variáveis índice de Shannon-Wiener na matriz e percentagem de palha na vala externa tiveram um efeito negativo na presença de coruja-das-torres nos arrozais (a variável percentagem de palha teve apenas um efeito negativo consistente em 75 % das bases de dados; Tabela 11). Relativamente à variedade de arroz, as variedades

ibérico cl e *ariete r1* tiveram um efeito positivo, enquanto que as variedades *luna* e *velox* tiveram um efeito negativo na presença de coruja-das-torres (Tabela 11). As variedades *lusitano* e *leonardo*, também tiveram importância significativa, embora o seu efeito tenha variado entre bases de dados. A variedade *lusitano* teve influência positiva em 75% das bases de dados, enquanto que a variedade *leonardo*, teve tanto uma influência positiva quanto negativa em 25% das bases de dados (Tabela 11).

Tabela 10-A. Seleção final de modelos com a base de dados arrozal poente (BDAP).

Modelo	BD POENTE		
	Seleção QIC	Peso	R2
estação	0	0,01	0,14
estação + vari_arro	1	0,46	0,19
estação + alt_agua	0	0,06	0,17
estação + indi_shan	1	0,39	0,20
estação + vb_alt_med	0	0,02	0,16
estação + vb_solo_nu	0	0,01	0,15
estação + vb_palha	0	0,01	0,15
estação + vb_cob_total	0	0,01	0,15
estação + vb_alt_agua	0	0,01	0,14
estação + vb_indi_shan	0	0,02	0,16

Tabela 10-B. Seleção final de modelos com a base de dados arrozal nascente (BDAN).

Modelo	BD NASCENTE		
	Seleção QIC	Peso	R2
estação	0	0,00	0,14
estação + vari_arro	0	0,02	0,22
estação + alt_agua	0	0,00	0,17
estação + indi_shan	0	0,00	0,16
estação + vb_alt_med	0	0,00	0,14
estação + vb_solo_nu	0	0,00	0,17
estação + vb_palha	1	0,98	0,28
estação + vb_cob_total	0	0,01	0,21
estação + vb_alt_agua	0	0,00	0,14
estação + vb_indi_shan	0	0,00	0,18

Tabela 10-C. Seleção final de modelos com a base de dados arrozal “cruzado 1” (BDAC1).

	BD XADREZ1		
Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
estação	0	0,00	0,14
estação + vari_arro	1	0,88	0,23
estação + alt_agua	0	0,01	0,17
estação + indi_shan	0	0,11	0,21
estação + vb_alt_med	0	0,00	0,15
estação + vb_solo_nu	0	0,00	0,14
estação + vb_palha	0	0,00	0,14
estação + vb_cob_total	0	0,00	0,14
estação + vb_alt_agua	0	0,00	0,14
estação + vb_indi_shan	0	0,00	0,14

Tabela 10-D. Seleção final de modelos com a base de dados arrozal “cruzado 2” (BDAC2).

	BD XADREZ2		
Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
estação	0	0,00	0,14
estação + vari_arro	1	0,29	0,22
estação + alt_agua	0	0,01	0,18
estação + indi_shan	0	0,00	0,14
estação + vb_alt_med	0	0,00	0,14
estação + vb_solo_nu	0	0,00	0,14
estação + vb_palha	1	0,70	0,24
estação + vb_cob_total	0	0,01	0,18
estação + vb_alt_agua	0	0,00	0,15
estação + vb_indi_shan	0	0,00	0,16

Tabela 10-E. Tabela síntese da seleção final de modelos com todas as bases de dados dos arrozais.

	TOTAL		
Modelo	Seleção QIC (%)	Peso (média)	R2(média)
estação	0,00%	0,00	0,14
estação + vari_arro	75,00%	0,41	0,22
estação + alt_agua	0,00%	0,02	0,17
estação + indi_shan	25,00%	0,13	0,18
estação + vb_alt_med	0,00%	0,01	0,15
estação + vb_solo_nu	0,00%	0,00	0,15
estação + vb_palha	50,00%	0,42	0,20
estação + vb_cob_total	0,00%	0,01	0,17
estação + vb_alt_agua	0,00%	0,00	0,14
estação + vb_indi_shan	0,00%	0,01	0,16

Tabela 11. Efeitos das variáveis variedades de arroz, percentagem de palha (valas externas) e índice de Shannon-Wiener (matriz) na presença de corujas-das-torres, por cada base de dados. Os valores apresentados são os coeficientes estimados ($P < 0,001$).

ARROZ AIS		Bases de dados			
Variedade de arroz	BDAP	BDAN	BDAC1	BDAC2	
<i>luna</i>		-1,93		-1,95	
<i>lusitano</i>	1,01	0,01	1,59	-0,01	
<i>ibérico cl</i>	0,51		1,02	0,00	
<i>ariete r1</i>	1,37		2,20		
<i>velox</i>		-1,22		-1,26	
<i>leonardo</i>		-0,02	1,56		
Percentagem de palha (valas externas)	0,14	-0,66	-0,01	-0,55	
Índice de Shannon-Wiener	-1,57	-1,56	-1,47	-0,35	

3.4 Impacto da gestão do pastoreio no uso do espaço pela coruja-das-torres

3.4.1 Seleção inicial de modelos parciais

Na análise do efeito da gestão do pastoreio (ver ponto 2.7.2), as variáveis estação do ano, presença de gado, encabeçamento e tempo de permanência de gado foram selecionadas em 100% das bases de dados (Tabela 12-E; ver também Tabelas A23 a A38, Anexo 6), o que sugere um efeito consistente do pastoreio na presença de corujas. O modelo com a variável encabeçamento apresentou a probabilidade mais elevada de ser o melhor modelo (35%), seguido das variáveis tempo de permanência do gado (28%), presença de gado (22%) e estação do ano (16%).

Na avaliação do efeito das características da matriz, o melhor modelo, selecionado em 100% das bases de dados, incluiu a variável percentagem de solo nu, com 79% de probabilidade de ser o melhor modelo. O modelo com a variável percentagem de dejetos de gado, apesar de ter sido selecionado em apenas 50% das bases de dados, apresentou 14% de probabilidade de ser o melhor modelo (Tabela 12-E).

Na avaliação do efeito das características da vala interna, todos os modelos foram selecionados, destacando-se os que continham as variáveis percentagem de solo nu e percentagem de cobertura total, com respetivamente 18% e 17% de probabilidade de serem os melhores modelos (Tabela 12-E). Tendo sido selecionados em 75% das bases de dados, os modelos com as variáveis percentagem de palha, percentagem de dejetos de gado e altura da água também se mostraram relevantes, apresentando probabilidades de 13%, 12%, e 10% de serem os melhores modelos, respetivamente. Os modelos selecionados em 50% das bases de dados continham as variáveis estação do ano, altura média da vegetação e índice de Shannon-Wiener, com probabilidade de 8%, 10% e 13%, respetivamente, de serem os melhores modelos (Tabela 12-E).

Na avaliação do efeito das características da vala externa, apenas os modelos com as variáveis percentagem de solo nu e altura da água foram selecionados em 50% e 75% das bases de dados, respetivamente (Tabela 12-E). O modelo com a variável altura da água destacou-se por obter uma percentagem superior de seleção pelo QIC. No entanto, apresenta uma probabilidade menor de ser o melhor modelo

(28%), em comparação com o modelo com a variável percentagem de solo nu (32%). Os modelos que obtiveram uma menor percentagem de seleção (25%), incluíram as variáveis altura média da vegetação e índice de Shannon-Wiener, ambos com 12% de probabilidade de serem os melhores modelos (Tabela 12-E).

Tabela 12-A. Seleção inicial de modelos com a base de dados da pastagem poente (BDAP).

Efeito	Modelo	BDP POENTE		
		Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO PASTAGENS	Estação	1	0,18	0,25
	Estação + p_gado	1	0,18	0,25
	Estação + cabe_norm	1	0,2	0,25
	Estação + temp_perm	1	0,45	0,26
MATRIZ	Estação	0	0	0,25
	Estação + alt_med	0	0	0,26
	Estação + solo_nu	1	0,99	0,36
	Estação + palha	0	0	0,28
	Estação + dejetos	0	0	0,25
	Estação + cob_total	0	0	0,26
	Estação + indi_shan	0	0	0,25
	VALA INT.	Estação	0	0,06
	Estação + vi_alt_med	0	0,07	0,25
	Estação + vi_solo_nu	1	0,22	0,27
	Estação + vi_palha	0	0,09	0,25
	Estação + vi_dejetos	0	0,06	0,25
	Estação + vi_cob_total	1	0,37	0,28
	Estação + vi_alt_agua	0	0,06	0,25
	Estação + vi_indi_shan	0	0,07	0,25
VALA EXT.	Estação	0	0,03	0,25
	Estação + vb_alt_med	0	0,08	0,26
	Estação + vb_solo_nu	0	0,08	0,26
	Estação + vb_palha	0	0,04	0,25
	Estação + vb_cob_total	0	0,04	0,25
	Estação + vb_alt_agua	1	0,51	0,29
	Estação + vb_indi_shan	1	0,21	0,26

Tabela 12-B. Seleção inicial de modelos com a base de dados da pastagem nascente (BDAN).

		BDP NASCENTE		
Efeito	Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO PASTAGENS	Estação	1	0,13	0,31
	Estação + p_gado	1	0,27	0,32
	Estação + cabe_norm	1	0,46	0,32
	Estação + temp_perm	1	0,13	0,31
MATRIZ	Estação	0	0,02	0,31
	Estação + alt_med	0	0,02	0,31
	Estação + solo_nu	1	0,56	0,35
	Estação + palha	0	0,04	0,32
	Estação + dejetos	1	0,31	0,34
	Estação + cob_total	0	0,02	0,31
	Estação + indi_shan	0	0,03	0,31
VALA INT.	Estação	1	0,1	0,31
	Estação + vi_alt_med	1	0,11	0,31
	Estação + vi_solo_nu	1	0,11	0,31
	Estação + vi_palha	1	0,13	0,31
	Estação + vi_dejetos	1	0,16	0,31
	Estação + vi_cob_total	1	0,1	0,31
	Estação + vi_alt_agua	1	0,1	0,31
	Estação + vi_indi_shan	1	0,19	0,32
	Estação	0	0,06	0,31
VALA EXT.	Estação + vb_alt_med	0	0,1	0,32
	Estação + vb_solo_nu	1	0,49	0,33
	Estação + vb_palha	0	0,07	0,31
	Estação + vb_cob_total	0	0,07	0,31
	Estação + vb_alt_agua	1	0,14	0,32
	Estação + vb_indi_shan	0	0,07	0,31

Tabela 12-C. Seleção inicial de modelos com a base de dados pastagem “cruzada 1” (BDAC1).

		BDP XADREZ1		
Efeito	Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO PASTAGENS	Estação	1	0,14	0,28
	Estação + p_gado	1	0,25	0,28
	Estação + cabe_norm	1	0,26	0,29
	Estação + temp_perm	1	0,36	0,30
MATRIZ	Estação	0	0	0,28
	Estação + alt_med	0	0	0,29
	Estação + solo_nu	1	0,92	0,36
	Estação + palha	0	0,06	0,33
	Estação + dejetos	0	0	0,28
	Estação + cob_total	0	0,01	0,30
	Estação + indi_shan	0	0	0,28
	Estação	0	0,06	0,28
VALA INT.	Estação + vi_alt_med	0	0,08	0,28
	Estação + vi_solo_nu	1	0,25	0,29
	Estação + vi_palha	1	0,16	0,28
	Estação + vi_dejetos	1	0,16	0,29
	Estação + vi_cob_total	1	0,11	0,28
	Estação + vi_alt_agua	1	0,12	0,29
	Estação + vi_indi_shan	0	0,07	0,28
	Estação	0	0,04	0,28
VALA EXT.	Estação	0	0,04	0,28
	Estação + vb_alt_med	0	0,09	0,28
	Estação + vb_solo_nu	1	0,61	0,31
	Estação + vb_palha	0	0,05	0,28
	Estação + vb_cob_total	0	0,05	0,28
	Estação + vb_alt_agua	0	0,05	0,28
	Estação + vb_indi_shan	0	0,12	0,29

Tabela 12-D. Seleção inicial de modelos com a base de dados da pastagem “cruzada 2” (BDAC2).

		BDP XADREZ2		
Efeito	Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
GESTÃO PASTAGENS	Estação	1	0,17	0,29
	Estação + p_gado	1	0,19	0,29
	Estação + cabe_norm	1	0,46	0,30
	Estação + temp_perm	1	0,17	0,29
MATRIZ	Estação	0	0,01	0,29
	Estação + alt_med	0	0,02	0,29
	Estação + solo_nu	1	0,67	0,34
	Estação + palha	0	0,02	0,30
	Estação + dejetos	1	0,25	0,33
	Estação + cob_total	0	0,02	0,29
	Estação + indi_shan	0	0,02	0,29
VALA INT.	Estação	1	0,1	0,29
	Estação + vi_alt_med	1	0,15	0,30
	Estação + vi_solo_nu	1	0,14	0,30
	Estação + vi_palha	1	0,13	0,29
	Estação + vi_dejetos	1	0,1	0,29
	Estação + vi_cob_total	1	0,1	0,29
	Estação + vi_alt_agua	1	0,11	0,29
	Estação + vi_indi_shan	1	0,18	0,30
VALA EXT.	Estação	0	0,06	0,29
	Estação + vb_alt_med	1	0,21	0,31
	Estação + vb_solo_nu	0	0,11	0,31
	Estação + vb_palha	0	0,07	0,30
	Estação + vb_cob_total	0	0,06	0,29
	Estação + vb_alt_agua	1	0,43	0,32
	Estação + vb_indi_shan	0	0,06	0,29

Tabela 12-E. Tabela síntese da análise da seleção inicial de modelos com todas as bases de dados das pastagens.

Efeito	Modelo	TOTAL		
		Seleção (%) QIC	Peso (média)	R2 (média)
GESTÃO PASTAGENS	Estação	100,00%	0,16	0,28
	Estação + p_gado	100,00%	0,22	0,28
	Estação + cabe_norm	100,00%	0,35	0,29
	Estação + temp_perm	100,00%	0,28	0,29
MATRIZ	Estação	0,00%	0,01	0,28
	Estação + alt_med	0,00%	0,01	0,29
	Estação + solo_nu	100,00%	0,79	0,35
	Estação + palha	0,00%	0,03	0,31
	Estação + dejetos	50,00%	0,14	0,30
	Estação + cob_total	0,00%	0,01	0,29
	Estação + indi_shan	0,00%	0,01	0,28
	VALA INT.	Estação	50,00%	0,08
	Estação + vi_alt_med	50,00%	0,10	0,29
	Estação + vi_solo_nu	100,00%	0,18	0,29
	Estação + vi_palha	75,00%	0,13	0,28
	Estação + vi_dejetos	75,00%	0,12	0,29
	Estação + vi_cob_total	100,00%	0,17	0,29
	Estação + vi_alt_agua	75,00%	0,10	0,28
	Estação + vi_indi_shan	50,00%	0,13	0,29
VALA EXT.	Estação	0,00%	0,05	0,28
	Estação + vb_alt_med	25,00%	0,12	0,29
	Estação + vb_solo_nu	50,00%	0,32	0,30
	Estação + vb_palha	0,00%	0,06	0,28
	Estação + vb_cob_total	0,00%	0,06	0,28
	Estação + vb_alt_agua	75,00%	0,28	0,30
	Estação + vb_indi_shan	25,00%	0,12	0,29

3.4.2 Seleção final de modelos globais

Na seleção final dos modelos entraram todas as variáveis selecionadas na fase inicial (ver ponto 3.4.1) nas quatro bases de dados (ver Tabelas A39 a A42, Anexo 7). Ao contrário do que ocorreu na seleção inicial, nenhuma das variáveis de gestão contribuiu para explicar variações na presença da coruja-das-torres (Tabela 13-E). O modelo mais relevante incluiu a variável percentagem de solo nu na matriz, selecionado em 100% das bases de dados e com 70% de probabilidade de ser o melhor modelo. O modelo com a variável percentagem de dejetos de gado, também na matriz, foi selecionado em 50% das bases de dados, com uma probabilidade de apenas 10% de ser o melhor modelo. A variável com menor consistência na seleção (25%), foi a percentagem de solo nu na vala externa, com probabilidade de 4% de ser o melhor modelo (Tabela 13-E). A percentagem de dejetos de gado na matriz apresentou um efeito negativo na presença de corujas-das-torres em 75% das bases de dados. A percentagem de solo nu, tanto na matriz quanto nas valas externas, influenciaram negativamente a presença de coruja-das-torres nas pastagens (Tabela 14).

Tabela 13-A. Seleção final de modelos com a base de dados da pastagem poente (BDPP).

Modelo	BDP POENTE		
	Seleção QIC	Peso	R2
Estação	0	0,00	0,25
Estação + p_gado	0	0,00	0,25
Estação + cabe_norm	0	0,00	0,25
Estação + temp_perm	0	0,00	0,26
Estação + solo_nu	1	0,97	0,36
Estação + dejetos	0	0,00	0,25
Estação + vi_alt_med	0	0,00	0,25
Estação + vi_solo_nu	0	0,00	0,27
Estação + vi_palha	0	0,00	0,25
Estação + vi_dejetos	0	0,00	0,25
Estação + vi_cob_total	0	0,00	0,28
Estação + vi_alt_agua	0	0,00	0,25
Estação + vi_indi_shan	0	0,00	0,25
Estação + vb_solo_nu	0	0,00	0,26
Estação + vb_alt_agua	0	0,01	0,29

Tabela 13-B. Seleção final de modelos com a base de dados da pastagem nascente (BDPN).

BDP NASCENTE			
Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
Estação	0	0,02	0,31
Estação + p_gado	0	0,03	0,32
Estação + cabe_norm	0	0,05	0,32
Estação + temp_perm	0	0,02	0,31
Estação + solo_nu	1	0,38	0,35
Estação + dejetos	1	0,21	0,34
Estação + vi_alt_med	0	0,02	0,31
Estação + vi_solo_nu	0	0,02	0,31
Estação + vi_palha	0	0,02	0,31
Estação + vi_dejetos	0	0,03	0,31
Estação + vi_cob_total	0	0,02	0,31
Estação + vi_alt_agua	0	0,02	0,31
Estação + vi_indi_shan	0	0,03	0,32
Estação + vb_solo_nu	1	0,12	0,33
Estação + vb_alt_agua	0	0,04	0,32

Tabela 13-C. Seleção final de modelos com a base de dados da pastagem “cruzada 1” (BDPC1).

BDP XADREZ1			
Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
Estação	0	0,00	0,28
Estação + p_gado	0	0,00	0,28
Estação + cabe_norm	0	0,00	0,29
Estação + temp_perm	0	0,01	0,30
Estação + solo_nu	1	0,92	0,36
Estação + dejetos	0	0,01	0,28
Estação + vi_alt_med	0	0,00	0,28
Estação + vi_solo_nu	0	0,01	0,29
Estação + vi_palha	0	0,01	0,28
Estação + vi_dejetos	0	0,00	0,29
Estação + vi_cob_total	0	0,00	0,28
Estação + vi_alt_agua	0	0,00	0,29
Estação + vi_indi_shan	0	0,00	0,28
Estação + vb_solo_nu	0	0,03	0,31
Estação + vb_alt_agua	0	0,00	0,28

Tabela 13-D. Seleção final de modelos com a base de dados da pastagem “cruzada 2” (BDPC2).

BDP XADREZ2			
Modelo	Seleção QIC	Peso	R2
Estação	0	0,01	0,29
Estação + p_gado	0	0,01	0,29
Estação + cabe_norm	0	0,03	0,30
Estação + temp_perm	0	0,01	0,29
Estação + solo_nu	1	0,52	0,34
Estação + dejetos	1	0,19	0,33
Estação + vi_alt_med	0	0,02	0,30
Estação + vi_solo_nu	0	0,02	0,30
Estação + vi_palha	0	0,02	0,29
Estação + vi_dejetos	0	0,01	0,29
Estação + vi_cob_total	0	0,01	0,29
Estação + vi_alt_agua	0	0,01	0,29
Estação + vi_indi_shan	0	0,02	0,30
Estação + vb_solo_nu	0	0,02	0,31
Estação + vb_alt_agua	0	0,09	0,32

Tabela 13-E. Tabela síntese seleção final de modelos com todas as bases de dados das pastagens.

Modelo	TOTAL		
	Seleção (%) QIC	Peso (média)	R2 (média)
Estação	0%	0,01	0,28
Estação + p_gado	0%	0,01	0,28
Estação + cabe_norm	0%	0,02	0,29
Estação + temp_perm	0%	0,01	0,29
Estação + solo_nu	100%	0,70	0,35
Estação + dejetos	50%	0,10	0,30
Estação + vi_alt_med	0%	0,01	0,29
Estação + vi_solo_nu	0%	0,01	0,29
Estação + vi_palha	0%	0,01	0,28
Estação + vi_dejetos	0%	0,01	0,29
Estação + vi_cob_total	0%	0,01	0,29
Estação + vi_alt_agua	0%	0,01	0,28
Estação + vi_indi_shan	0%	0,01	0,29
Estação + vb_solo_nu	25%	0,04	0,30
Estação + vb_alt_agua	0%	0,04	0,30

Tabela 14. Efeitos da percentagem de dejetos de gado (matriz) e percentagem de solo nu (matriz e valas externas) na presença de corujas-das-torres, em cada base de dados. Os valores apresentados são os coeficientes estimados ($P < 0,001$).

PASTAGENS	Bases de dados			
	BDPP	BDPN	BDPC1	BDPC2
Percentagem de dejetos	0,02	-0,81	-0,02	-1,13
Percentagem de solo nu	-4,00	-2,02	-3,59	-2,28
Percentagem de solo nu (valas externas)	-0,28	-0,35	-0,54	-0,25

3.5 Caracterização da dieta

Foram identificadas 181 presas (92 no verão, 38 no outono e 51 no inverno), provenientes de 57 egagrópilas, na sua maioria pertencentes à ordem Rodentia (90%) e Eulipotyphla (8%). Adicionalmente, foram encontrados insetos nas egagrópilas (2%).

A diversidade do nicho trófico foi ligeiramente mais elevada nos arrozais (0,32) do que nas pastagens (0,30). Os roedores do género *Mus* sp., constituíram a maior parte da dieta em ambos os habitats (77%; Fig. 17). As presas *Apodemus sylvaticus* e *Microtus* sp. foram encontradas em proporções muito reduzidas nos dois habitats, correspondendo a apenas 6% de todas as amostras de presas. A ordem Eulipotyphla, representada pelo género *Crocidura* sp., foi quantificada em baixas proporções nos dois tipos de uso do solo, correspondendo a 8% das amostras, sendo ligeiramente mais comum nas pastagens. É importante destacar que o género *Rattus* foi identificado exclusivamente nos arrozais.

3.5.1 Arrozais

Nos arrozais, a coruja-das-torres consumiu predominantemente roedores do género *Mus* sp. (29,3%), mas também *Rattus* sp (3,9%), *Microtus* sp. (2,8%) e *Apodemus sylvaticus* (1,7%). Os musaranhos *Crocidura* sp. (ordem Eulipotyphla), corresponderam a 2,2% das presas e não foi possível identificar 0,6% dos Murídeos.

3.5.2 Pastagens

Nas pastagens, as presas do género *Mus* sp. (48,1%) predominaram na dieta da coruja-das-torres. Adicionalmente foram consumidas presas do género *Crocidura* sp. (6,1%), *Apodemus silvaticus* (1,1%) e *Microtus* sp. (0,6%). Não foi possível identificar 1,7% dos Murídeos. Nas pastagens, também foi possível identificar a presença insetos, *Gallus campestris* (0,6%) e representantes de duas ordens, Coleoptera (0,6%) e Orthoptera (0,6%). Não foi possível identificar 0,6% dos insetos.

Análise da dieta

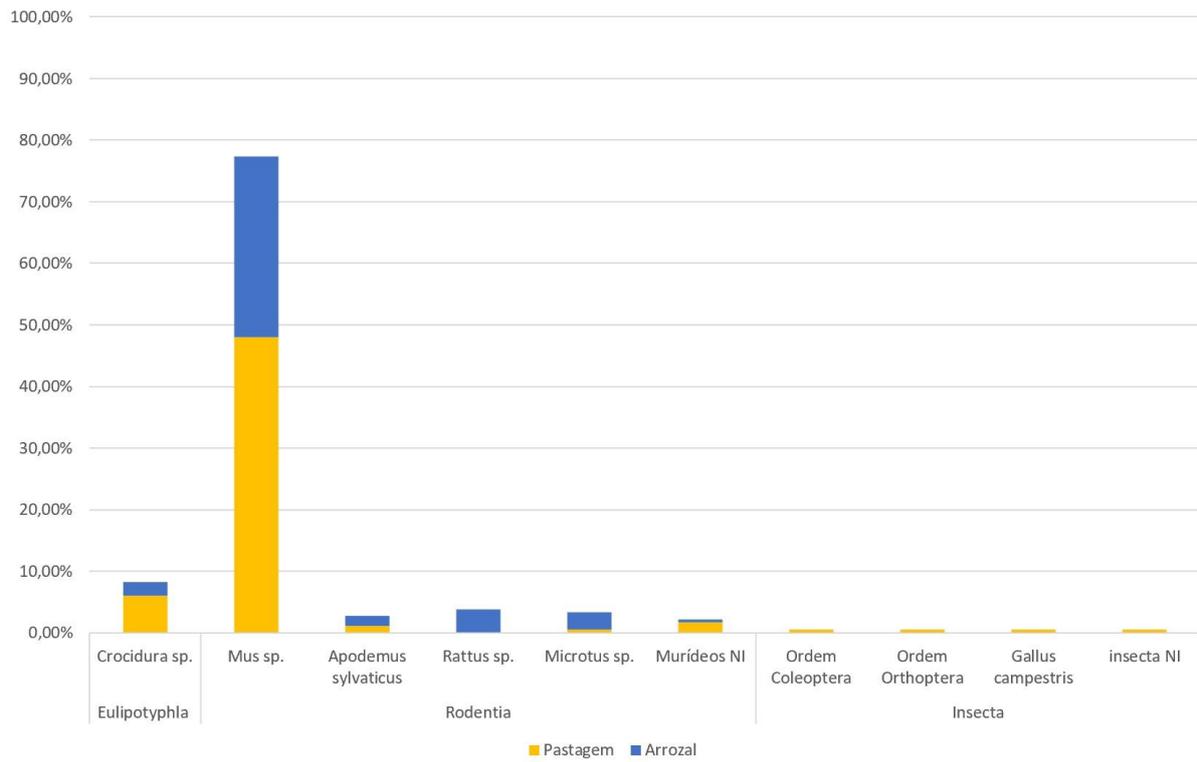


Figura 17. Análise da dieta das corujas-das-torres nas pastagens e arrozais.

4. Discussão

4.1 Padrões de variação temporal e espacial da presença de coruja-das-torres

De modo geral, e à semelhança de estudos anteriores realizados no Estuário do Tejo, foram registadas mais presenças de corujas-das-torres no verão, o que coincide com o início do período de dispersão dos juvenis, seguido por uma redução gradual do outono para o inverno (Machado, 2011; Tomé & Valkama, 2001). Essa redução provavelmente reflete a partida da maioria dos juvenis em busca de novos locais para se estabelecerem (Tomé, 1999; Tomé & Valkama, 2001). O reduzido número de corujas-das-torres no inverno poderá corresponder a indivíduos residentes (Tomé, 1994; Tomé & Valkama, 2001) mas também pode incluir alguns juvenis em dispersão, uma vez que a sua permanência numa mesma área pode chegar aos 166 dias (Roque et al., 2021).

Foram registadas corujas-das-torres com maior frequência nas pastagens durante o verão, o que vai de encontro aos padrões identificados em estudos anteriores (Machado, 2011; Tomé, 1994; Tomé & Valkama, 2001). Nessa estação do ano, a matriz apresentou uma elevada proporção de solo nu, palha e dejetos (ver Tabela 6) sendo a vegetação que ocorre nas valas a preponderante, constituída sobretudo por espécies fanerófitas, ou seja, perenes e lenhosas (e.g. *Suaeda vera*; ver ponto 3.1). Nesse mesmo período os arrozais encontravam-se alagados (ver Tabela 5), não sendo, por isso, um habitat adequado para as presas que constituem a base da dieta da coruja-das-torres na área de estudo (género *Mus* sp.; ver Fig. 17), o que também pode ter contribuído para a maior frequência de ocorrência de corujas-das-torres nas pastagens.

As pastagens parecem ser o uso do solo com maior influência nos padrões de uso do espaço pelas corujas, mas a sua interação com as estações do ano é complexa, possivelmente devido à grande variação na distribuição das corujas entre os diferentes troços, inclusivamente entre secções pertencentes à mesma parcela (i.e., unidade de gestão). Ao incluir a variação temporal na análise, a complexidade das interações torna-se difícil de interpretar com base apenas numa época de amostragem.

Já no outono e no inverno, a frequência de ocorrência de corujas-das-torres foi mais elevada nos arrozais. As secções de arrozal foram sobretudo utilizadas durante o outono, tal como verificado em estudos anteriores (Machado, 2011; Roque et al., 2017). Durante essa estação, a ceifa disponibiliza o restolho (arroz que permanece enraizado, em terreno não alagado) e deposita acidentalmente sementes no solo, as quais podem constituir um importante recurso alimentar para os pequenos mamíferos (Tomé & Valkama, 2001). Contudo, ao contrário do verificado em estudos anteriores (Tomé & Valkama, 2001), a importância das pastagens para as corujas não aumentou no inverno. Esta diferença poderá estar relacionada o facto de em dezembro de 2023 ter havido uma seca acentuada (Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2024b) e janeiro de 2024 foi extremamente quente (Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2024c), sendo considerado o janeiro mais quente dos últimos 58 anos. O inverno atípico de 2023 pode ter dificultado o crescimento da vegetação nas pastagens, uma vez que não houve diferenças significativas na altura média da vegetação entre o verão e o inverno (Tabela A5, Anexo 3), o que pode ter tido um efeito negativo na comunidade de pequenos mamíferos – presas de coruja-das-torres. A sazonalidade de fatores abióticos, como a temperatura e a precipitação, influencia a disponibilidade de recursos (Corominas, 2004) e, conseqüentemente, a abundância de pequenos mamíferos (Corominas, 2004; Marques et al., 2015; Torre & Tella, 1996). A chuva aumenta a produtividade primária, como a germinação de plantas herbáceas (Mittelbach et al., 2001), o que contribui para um aumento da altura e do volume da vegetação, fatores positivamente relacionados com a abundância e diversidade de pequenos mamíferos (Torre et al., 2007), uma vez que aumentam a disponibilidade de recursos alimentares e de sistemas de tocas e/ou reduzem o risco de predação (Corominas, 2004; Torre et al., 2007). Assim, as pastagens podem não ter proporcionado um habitat adequado para pequenos mamíferos durante o inverno de 2023, o que poderá ter influenciado a utilização preferencial dos arrozais como área de caça pela coruja-das-torres.

Outro fator que pode contribuir para a preferência pelos arrozais é a presença de presas do género *Rattus* (Gotta & Pigozzi, 1997). Através da caracterização da dieta, verificou-se que na área de estudo, o género *Rattus* foi exclusivamente consumido pela coruja-das-torres nos arrozais. Segundo Gonçalves et al. (2011), a frequência de captura do género *Rattus* foi três vezes superior num arrozal, relativamente a um milheiral e a uma pastagem, na mesma área de estudo. A coruja-

das-torres pode selecionar locais de caça com presas de maiores dimensões, como as ratazanas (Marti, 2010), devido à menor exigência tanto de tempo de manipulação quanto de energia no ato da captura (Gotta & Pigozzi, 1997), especialmente na estação crítica do inverno.

4.2 Impacto da gestão do arrozal

A percentagem de palha nas valas externas ao arrozal influenciou negativamente a presença de coruja-das-torres neste uso do solo. As valas contínuas com vegetação marginal nos arrozais, especialmente em épocas de alagamento, podem ser locais essenciais para o refúgio de pequenos mamíferos (Askew et al., 2007; Sabino-Marques & Mira, 2011). Além de corresponder a uma maior extensão de vegetação seca e caída, o que pode diminuir a disponibilidade de abrigo, uma maior percentagem de palha pode influenciar os movimentos dos pequenos mamíferos, porque estes são mais audíveis pelos predadores em vegetação seca (Vickery & Bider, 1981) e o risco de predação é um dos fatores determinantes para a seleção de habitat por este grupo (Bellocq & Smith, 1997; Fragoso et al., 2020; Simonetti, 1989). Assim, a qualidade do habitat para as presas proporcionado pelas valas externas parece ter influência no uso do espaço pelas corujas em arrozais. Este resultado sugere que a extensa rede de valas de drenagem com vegetação marginal, presente na área de estudo, poderá atuar como um corredor ecológico e zona de refúgio importante para a manutenção da comunidade de pequenos mamíferos (Machado, 2011). Vários autores referem a importância das valas com vegetação marginal como habitat de alimentação da corujas-das-torres (de Bruijn, 1994; Taylor 1994).

Por outro lado, a variedade de arroz, apresentou efeitos tanto positivos (*ibérico cl* e *ariete r1*) quanto negativos (*luna* e *velox*) na presença de corujas-das-torres. Algumas variedades (*lusitano* e *leonardo*) não apresentaram efeitos consistentes entre as diferentes bases de dados. O efeito complexo desta variável poderá estar relacionado com as diferenças entre as sementes das variedades de arroz (Borges, 2014; DGAV, 2023; DRAPC, 2021, 2023), que poderão influenciar a preferência dos pequenos mamíferos por determinadas parcelas. Variedades com sementes de maiores dimensões poderão ser selecionadas pelos pequenos mamíferos por terem um maior valor nutricional (Celis-Diez & Bustamante, 2005; Wang & Chen, 2008; Xiao et al., 2004, 2005), o que poderá explicar a influência positiva da *ariete r1* e a negativa da *luna* na presença de corujas (Borges, 2014). A variedade *ibérico cl* também tem sementes longas (DGAV, 2023), característica esta que pode influenciar positivamente a sua seleção por pequenos mamíferos. A influência positiva da variedade *lusitano*, em algumas das bases de dados, pode ser atribuída à sua alta produtividade, superior à das variedades *velox* e *ariete* (DRAPC, 2023), bem como ao

seu longo comprimento e elevado peso (DGAV, 2023; DRAPC, 2023). A sua influência negativa, por outro lado, poderá resultar de fatores não avaliados. A semente da variedade *velox*, é mais curta que a da variedade *lusitano* e mais leve do que a semente das variedades *lusitano* e *ariete* (DRAPC, 2023), o que é consistente com a sua influência negativa na seleção por pequenos mamíferos e, conseqüentemente, na presença de corujas-das-torres.

A diversidade da vegetação na matriz influenciou negativamente a presença da coruja-das-torres nos arrozais à escala da secção, mas este efeito apenas foi observado localmente, numa das bases de dados (BDAP). A maior diversidade de plantas na matriz dos arrozais corresponde a uma menor dominância da cobertura por arroz, pelo que poderá ser indicadora de menor disponibilidade de alimento para pequenos mamíferos. A maior diversidade parece estar sobretudo associada à presença da espécie *Glyceria declinata*, da família Poaceae, uma infestante do arrozal (Pacheco, 2015) registada apenas em quatro secções a poente (AP3, AP4, AP5, AP6; Fig. 5). Essa infestante foi detetada sobretudo durante o inverno, período em que o restolho remanescente já é reduzido devido ao seu consumo ou degradação (Lourenço & Piersma, 2008), o que pode ter acentuado o seu efeito naquelas parcelas, visto que o restolho é um importante recurso alimentar para roedores (Tomé & Valkama, 2001).

4.3 Impacto da gestão do pastoreio

A presença de corujas-das-torres no Estuário do Tejo é principalmente influenciada pelas pastagens. A percentagem de solo nu e a percentagem de dejetos de gado na matriz influenciaram negativamente a presença da coruja-das-torres nas pastagens à escala da secção, ao longo das estações do ano. Estas duas características do habitat podem refletir o uso do espaço pelo gado a uma escala mais fina (secção) do que a informação sobre a gestão (à escala da parcela) permite caracterizar. Assim, a escala da análise parece ser relevante para compreender o efeito do pastoreio, o que pode justificar o facto de nenhuma das variáveis diretamente relacionadas com a gestão ter sido selecionada. O pastoreio por grandes ungulados exerce fortes impactos na estrutura da vegetação e na dinâmica das comunidades de plantas em pastagens (Corominas, 2004; Olf & Ritchie, 1998; Torre et al., 2007). As parcelas pastoreadas normalmente apresentam menor cobertura de vegetação alta, devido ao elevado consumo direto da maioria das plantas, muitas das vezes quase até ao nível do solo (Torre et al., 2007). Uma matriz com maior percentagem de solo nu pode tornar a pastagem menos adequada para a utilização por pequenos mamíferos (Sabino-Marques & Mira, 2011). Consequentemente, uma menor abundância de presas pode explicar a influencia negativa da percentagem de solo nu na matriz na presença de corujas-das-torres.

O efeito negativo da percentagem de dejetos pode estar relacionado com a composição química do solo e o respetivo impacto da vegetação. Os dejetos e urina do gado alteram a composição química dos solos devido à concentração de nutrientes, criando manchas que aumentam a heterogeneidade dos recursos dos solos. Esta diferença pode modificar diretamente o equilíbrio competitivo entre as plantas (Golodets et al., 2011; Rook & Tallowin, 2003), o que, por sua vez, pode afetar a presença de pequenos mamíferos. Tanto a altura e volume quanto a cobertura da vegetação das pastagens podem influenciar a abundância e diversidade local de pequenos mamíferos (Benedek & Sîrbu, 2018; Torre et al., 2007). Isso ocorre porque a cobertura da vegetação fornece não só recursos alimentares (folhas, frutos, sementes ou insetos) como também refúgio (Hanski et al., 2001). Um habitat com potencial de formação de refúgios é um habitat com mais qualidade e, por isso, mais utilizado (Corominas, 2004). O facto de a percentagem de cobertura da vegetação não ter apresentado uma relação com a presença de corujas pode estar relacionado com

o tipo de vegetação presente na matriz não proporcionar uma estrutura adequada para o refúgio de pequenos mamíferos, nem ser um local acessível para a caça. Por exemplo, as espécies comumente encontradas nas pastagens da família Asteraceae, *Picris echioides* (com uma percentagem de cobertura entre 0,7 a 55%, tendo ocorrido em 25 secções de pastagem) e o cardo *Silybum marianum* (ver Anexo 2) (com uma percentagem de cobertura entre 0,3 e 93,3% tendo ocorrido em 9 secções), são espécies associadas a locais nitrificados (Liava et al., 2021; Segev et al., 2022). Apesar da elevada cobertura em algumas secções, esse grupo poderá não proporcionar uma boa cobertura de refúgio para pequenos mamíferos, uma vez que mantém a sua estrutura ereta mesmo após as folhas secarem, podendo mesmo dificultar a entrada dos animais silvestre nesses locais devido às folhas espinhosas e dificultar o acesso às presas pela coruja-das-torres (Andrzejewska et al., 2015; Taylor, 1994).

Adicionalmente, a percentagem de solo nu nas valas externas teve um impacto negativo na presença de coruja-das-torres nas secções de pastagem, ao longo das estações. Esta variável pode estar associada a uma menor disponibilidade de refúgio para pequenos mamíferos, cuja presença depende da composição e da complexidade da vegetação (Holland & Bennett, 2007). Os pequenos mamíferos usam frequentemente as faixas da vegetação ao longo das estradas como refúgio, podendo a sua abundância nesses biótopos marginais ser cerca de 4,6 vezes superior à abundância no interior da parcela (Sabino-Marques & Mira, 2011). Sabe-se ainda que o comportamento de caça da coruja-das-torres pode ser influenciado pela seleção de presas (Tores et al., 2005), uma vez que a segregação espacial em termos de idade e qualidade dos pequenos mamíferos pode variar. Na matriz das pastagens, os pequenos mamíferos têm menor tamanho corporal e pior condição corporal, sugerindo assim que o interior das parcelas é um habitat sub-ótimo, ocupado maioritariamente por sub-adultos (Sabino-Marques & Mira, 2011), o que também pode favorecer a seleção das valas externas das parcelas como locais preferenciais para a caça. Em locais em que o habitat foi profundamente alterado, onde quase toda a vegetação nativa foi removida para cultivo ou pastagens, as faixas de vegetação na berma das estradas podem atuar como reservatórios importantes de diversidade biológica (Forman & Alexander, 1998; Huijser & Clevenger, 2006; Sabino-Marques & Mira,

2011), sendo consideradas um habitat ótimo para pequenos mamíferos e insetos (Bunn et al., 1982; Vermeulen, 1994).

5. Conclusões

A Ponta da Erva tem uma grande importância para a coruja-das-torres, enquanto área de alimentação para indivíduos juvenis em dispersão provenientes das áreas circundantes (Machado, 2011; Roque et al., 2021; Tomé, 1994; Tomé & Valkama, 2001). O uso do espaço pela coruja-das-torres nesta área é afetado pelo tipo de uso do solo e pela estação do ano, registando-se maior frequência de ocorrência da espécie durante o verão e uma diminuição nas estações do outono e inverno, tal como verificado em estudos anteriores (Machado, 2011; Tomé, 1994; Tomé & Valkama, 2001). As variações na presença de coruja-das-torres, à escala da secção, parecem ser influenciadas principalmente pelas pastagens e pelas estações do verão e do outono (ver ponto 3.2.3). No verão, as corujas preferiram as pastagens aos arrozais, possivelmente porque nessa estação os arrozais estão alagados (Fig. A8 e Fig. A9, Anexo 3), o que exclui a sua matriz como área de caça. No outono as corujas-das-torres preferiram os arrozais, possivelmente devido à maior disponibilidade de presas nesta estação. O restolho e a maior abundância de sementes que permanecem após a colheita podem favorecer a presença de pequenos mamíferos (ver ponto 4.2), tornando os arrozais um habitat com maior disponibilidade de presas e, por isso, mais utilizado pela coruja-das-torres. No inverno, que foi atipicamente seco e quente, o desenvolvimento da vegetação das pastagens pode ter sido afetado, o que também poderá ter potenciado a preferência das corujas-das-torres pelos arrozais.

A gestão dos arrozais afeta a presença de coruja-das-torres, que ocorre com maior frequência neste uso do solo após a colheita, em conformidade com os resultados de estudos anteriores nesta área (Machado, 2011; Roque et al., 2017). A variedade de arroz e a percentagem de palha na vala externa (ver ponto 4.2) foram as variáveis mais relevantes para explicar a presença de coruja-das-torres nos arrozais, possivelmente devido a uma relação com a disponibilidade de alimento e abrigo para os pequenos mamíferos. Embora com menor relevância, a diversidade da vegetação na matriz, associada à presença da infestante *Glyceria declinata*, também pode ter potenciado esse efeito em algumas parcelas no lado poente do transecto. Estes resultados sugerem uma possível relação positiva entre a produção de sementes nos arrozais e a presença de coruja-das-torres, destacando também a importância de conservar a vegetação das valas adjacentes a este uso do solo.

A gestão do pastoreio parece exercer uma influência negativa na presença de coruja-das-torres, através da degradação das características do habitat agrícola à escala da secção. As elevadas percentagens de solo nu e de dejetos de gado nas pastagens afetam negativamente o uso do espaço pela coruja-das-torres, possivelmente por estarem associadas a uma menor disponibilidade de abrigo e de recursos tróficos para as presas (ver ponto 4.3). Estes resultados destacam a importância de uma adequada gestão do pastoreio, pois a presença de gado nas pastagens a longo prazo reduz a probabilidade de ocorrência de coruja-das-torres. A transumância do gado é essencial, pois permite o repouso e a recuperação das pastagens (Vidal-González et al., 2024).

A presença de uma rede de valas de escoamento, especialmente as valas externas às parcelas, nas bermas das estradas, parece favorecer a presença de coruja-das-torres na área de estudo. As valas, tal como as sebes naturais, criam “microhabitats” que são favoráveis para a presença de pequenos mamíferos (Sabino-Marques & Mira, 2011; Tomé, 1994), pois podem fornecer abrigo e alimento (Hansson, 1979; Jensen et al., 2003). Contudo, as evidências de que a percentagem de palha e de solo nu nas valas externas afeta negativamente o uso do espaço pela coruja-das-torres sugere uma relação entre a presença de corujas e a qualidade do habitat que as valas proporcionam às presas. Destaca-se, portanto, a importância de preservar a vegetação ripícola existente nas valas externas porque estas poderão funcionar como corredores ecológicos para os pequenos mamíferos na área de estudo (Wijnhoven et al., 2005).

Para estudos futuros, recomenda-se: (1) uma análise mais aprofundada dos dados da vegetação à escala da secção, que diferencie a matriz, as valas internas e externas, (2) a comparação das variáveis mais relevantes para a presença da coruja-das-torres entre usos do solo, e (3) a inclusão nas análises de dados de abundância de pequenos mamíferos. Adicionalmente, para avaliar em maior detalhe o efeito do pastoreio seria necessário aumentar o número de épocas de amostragem e incluir um estudo da distribuição espacial do gado.

Referências bibliográficas

- Almeida, J., Godinho, C., Leitão, D. & Lopes, R. J. (2022). *Lista Vermelha das Aves de Portugal Continental*. SPEA, ICNF, LabOR/UÉ, CIBIO/BIOPOLIS. <https://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/36817/1/lista-vermelha-aves-portugal-continental.pdf>
- Alves, R. P. A. C. S., Simões, J. M. R., Alcobia, S. & Nunes, C. (2022). *Plano de gestão florestal da Companhia das Lezírias, S.A. (2022-2032)*. Companhia das Lezírias. <https://cl.pt/wp-content/uploads/2024/03/pgf-cl-31mar2022.pdf>
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1), 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Andrzejewska, J., Martinelli, T., & Sadowska, K. (2015). *Silybum marianum*: non-medical exploitation of the species. *Annals of Applied Biology*, 167(3), 285–297. <https://doi.org/10.1111/aab.12232>
- Askew, N. P., Searle, J. B., & Moore, N. P. (2007). Agri-environment schemes and foraging of barn owls *Tyto alba*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 109–114.
- Barn Owl Trust. (2012). *Barn Owl Conservation Handbook*, Pelagic Publishing.
- Bartón, K. (2023). *MuMIn: Multi-Model Inference* (R package version 1.47.5). <https://CRAN.R-project.org/package=MuumIn>
- Becker, R. A., Chambers, J. M., & Wilks, A. R. (1988). *The New S language*. Wadsworth & Brooks/Cole.
- Bellocq, M. I. (2000). A review of the trophic ecology of the barn owl in Argentina. *Journal of Raptor Research*, 34(2), 6. <https://digitalcommons.usf.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=2429&context=jrr>
- Bellocq, M. I., & Smith, S. M. (1997). Microhabitat preferences of *Peromyscus maniculatus* (Rodentia, Cricetidae) in young pine plantations in the Canadian

boreal forest. *Ecología Austral*, 7(2), 057–064.
https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1638

- Benedek, A. M., & Sîrbu, I. (2018). Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology*, 90(1), 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.02.008>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Best, D. J., & Roberts, D. E. (1975). Algorithm AS 89: The upper tail probabilities of Spearman's Rho. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 24(3), 377–379. <https://doi.org/10.2307/2347111>
- BirdLife International. (2021). *European Red List of Birds*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2022/05/BirdLife-European-Red-List-of-Birds-2021.pdf.pdf>
- BirdLife International. (2025). *Species factsheet: Common Barn-owl (Tyto alba)*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/common-barn-owl-tyto-alba>
- Borges, J. A. Z. A. (2014). *Estudo de Novas Variedades de Arroz Carolino para o Baixo Mondego* [Dissertação de mestrado não publicada]. Instituto politécnico de Coimbra, Escola Superior Agrária. <https://comum.rcaap.pt/bitstream/10400.26/16707/1/Estudo%20de%20Novas%20Variedades%20de%20Arroz%20Carolino%20para%20o%20Baixo%20MondegoJOSEANTONIOZUZARTE.pdf>
- Bovenzi, M., Prodi, A., & Mauro, M. (2016). A longitudinal study of neck and upper limb musculoskeletal disorders and alternative measures of vibration exposure. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 89, 923–933. <https://doi.org/10.1007/s00420-016-1131-9>
- Bunn, D. S., Warburton, A. B. & Wilson, R. D. S. (1982). *The barn owl* (1st ed.). T. & A.D. Poyser.

- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach* (2nd ed.). Springer.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research*, 33(2), 261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Cabral, J. A., Mieiro, C. L., & Marques, J. C. (1998). Environmental and biological factors influence the relationship between a predator fish, *Gambusia holbrooki*, and its main prey in rice fields of the Lower Mondego River Valley (Portugal). *Hydrobiologia*, 382, 41–51. <https://doi.org/10.1023/A:1003480920168>
- Catry, P, Costa, H., Elias, G. & Matias, R. (2010). *Aves de Portugal*. Assírio & Alvim.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253. DOI: [10.1126/sciadv.1400253](https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253)
- Celis-Diez, J. L., & Bustamante, R. O. (2005). Frequency-dependent seed size selection on *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser (Lauraceae): testing the effect of background. *Biological Journal of the Linnean Society*, 84(1), 137–142. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00420.x>
- Chinery, M. (1986). *Collins guide to the insects of Britain and western Europe* (3rd ed.). HarperCollins Publisher.
- Clements, J. F., Rasmussen, P. C., Schulenberg, T. S., Iliff, M. J., Fredericks, T. A., Gerbracht, J. A., Lepage, D., Spencer, A., Billerman, S. M., Sullivan, B. L., Smith, M., & Wood, C. L. (2024). *The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2024*. <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download>
- Condon, A. M., Kershner, E. L., Sullivan, B. L., Cooper, D. M., & Garcelon, D. K. (2005). Spotlight surveys for grassland owls on San Clemente Island, California. *The Wilson Bulletin*, 117(2), 177–184. <https://doi.org/10.1676/03-083>
- Coppedge, B. R., Engle, D. M., Masters, R. E., & Gregory, M. S. (2001). Avian response to landscape change in fragmented southern Great Plains

grasslands. *Ecological Applications*, 11(1), 47–59.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0047:ARTLCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0047:ARTLCI]2.0.CO;2)

Corominas, I. T. (2004). *Distribution, population dynamics and habitat selection of small mammals in Mediterranean environments: the role of climate, vegetation structure, and predation risk* [Tese de Doutoramento, Universitat de Barcelona].
Universitat de Barcelona.
<https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=0768e2b5a69c3b404977b8ffd4bf675156ba43b1>

Cramp, S. (Ed.) (1985). *The Birds of the Western Palearctic* (Vol. 4). Oxford University Press.

Cui, J. (2007). QIC program and model selection in GEE analyses. *The Stata Journal*, 7(2), 209–220. <https://doi.org/10.1177/1536867X0700700205>

Czech, B., Krausman, P. R., & Devers, P. K. (2000). Economic associations among causes of species endangerment in the United States: Associations among causes of species endangerment in the United States reflect the integration of economic sectors, supporting the theory and evidence that economic growth proceeds at the competitive exclusion of nonhuman species in the aggregate. *BioScience*, 50(7), 593–601. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0593:EAACOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0593:EAACOS]2.0.CO;2)

de Bruijn, O. (1994). Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea*, 82(1), 1–109.
https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/135299281/a82_001_109.pdf

Direção Regional de Agricultura e Pescas de Lisboa e Vale do Tejo (DRAPLV). (2021). *Alerta fitossanitário n.º 2/2021*. https://www.draplvt.gov.pt/alimentacao/avisos-agricolas/Documents/DRAPLVT_Alerta_Fitossanitario_2_2021.pdf

Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro (DRAPC). (2021). *Ensaio de crivagem de novas variedades de arroz 2021*. https://www.drapc.gov.pt/base/documentos/ensaio_crivagem_novas_variedades_arroz_2021_drapcentro.pdf

- Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro (DRAPC). (2023). *Ensaio de Variedades de Arroz*. https://www.drapc.gov.pt/base/documentos/arroz_xv_seminario_cacmv_2023.pdf
- Direção-Geral de Alimentação e Veterinária (DGAV). (2023). *Catálogo Nacional de Variedades Espécies Agrícolas e Hortícolas* (1.^a ed.). https://www.dgav.pt/wp-content/uploads/2023/03/DGAV_CNV_2023_f.pdf
- Donald, P. F., Green, R. E., & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1462), 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D., & Pain, D. J. (2002). The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89(3), 167–182. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00244-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00244-4)
- Dreitz, V. J., Kitchens, W. M., & DeAngelis, D. L. (2004). Effects of natal departure and water level on survival of juvenile Snail Kites (*Rostrhamus sociabilis*) in Florida. *The Auk*, 121(3), 894–903. https://scholarworks.umt.edu/wildbio_pubs/53
- Eccard, J. A., Walther, R. B., & Milton, S. J. (2000). How livestock grazing affects vegetation structures and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments*, 46(2), 103–106. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0659>
- Ecke, F., Löfgren, O., & Sörlin, D. (2002). Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 39(5), 781–792. [doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00759.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00759.x)
- Eionet (2022). *Reporting under the Birds and the Habitats Directives*. <https://nature-art12.eionet.europa.eu/article12/>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto K. C. & Wilkinson, C.

- (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment* (p. 755). Springer Nature. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-007-7088-1>
- Elphick, C. S. (2000). Functional equivalency between rice fields and seminatural wetland habitats. *Conservation Biology*, 14(1), 181–191. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98314.x>
- Equipa Atlas. (2022). *III Atlas das Aves Nidificantes de Portugal (2016-2021)*. SPEA, ICNF, LabOr/UÉ, IFCN.
- Escandell, V. & Escudero E. (2022). Tendencias de las aves nocturnas. In SEO/BirdLife (Ed), *Programas de seguimiento de avifauna y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2022* (pp. 16–17). SEO/BirdLife. <https://www.seo.org/boletin/seguimiento/boletin/2022/Boletin%20seguimiento%20SEO%202022.pdf>
- Faísca, C. M., Freire, D., & Viana, C. M. (2021). The State and Natural Resources: 250 years of rice production in Portugal, 18th-21st centuries. *Ler História*, (79), 241–262. <https://doi.org/10.4000/lerhistoria.9542>
- Fasola, M., & Ruiz, X. (1996). The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds*, 19, 122–128. <https://doi.org/10.2307/1521955>
- Fischer, C., Thies, C., & Tschardtke, T. (2011). Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 144(3), 1130–1136. [doi:10.1016/j.biocon.2010.12.032](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.032)
- Flor, A., Pina, A. R., Mendes, C., Pinto-Cruz, C., Pinto-Gomes, C., Neto, C., Vila-Viçosa, C., Aguiar, T., Meireles, C., Santo, D. E., Dias, E., Portela-Pereira, E., Aguiar, F., Honrado, J., Fonseca, J. P., Capelo, J., Costa, J. C., Sequeira, M. M., Rodríguez-González, P. M.,... Silva, V. (2021) *A Vegetação de Portugal* (1.^a ed.). Imprensa Nacional.

- Flora de Portugal interativa (Flora-On). (s.d.). *Aster squamatus*. Sociedade Portuguesa de Botânica. https://flora-on.pt/#1flores%20brancas,atr461*estu%C3%A1rio%20do%20douro
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2024). *Rice Statistics*. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QV/visualize>
- Forman, R. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 207–231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- Fragoso, R., Santos-Reis, M., & Rosalino, L. M. (2020). Drivers of wood mouse body condition in Mediterranean agroforestry landscapes. *European Journal of Wildlife Research*, 66(1), 13. [DOI 10.1007/s10344-019-1356-5](https://doi.org/10.1007/s10344-019-1356-5)
- Franco, J. A. (1971). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. *Lycopodiaceae-Umbelliferae* (Vol. 1, 648 pp.). Edição do autor.
- Franco, J. A. (1984). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. *Clethraceae-Compositae* (Vol. 2, 660 pp.). Edição do autor.
- Franco, J. A., & Rocha-Afonso, M. (1994). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. *Alismataceae-Iridaceae* (Fascículo I, Vol. 3, 181 pp.). Escolar Editora.
- Franco, J. A., & Rocha-Afonso, M. (1998). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. *Gramineae* (Fascículo I, Vol. 3, 283 pp.). Escolar Editora.
- Fuller, M. R., & Mosher, J. A. (1981). Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology*, 6(2357), 264. https://sora.unm.edu/sites/default/files/SAB_006_1981_P235-246%20Part%205%20Methods%20of%20Detecting%20and%20Counting%20Raptors%20A%20Review%20Mark%20R.%20Fuller%20James%20A.%20Mosher.pdf
- Gibson, C. W. D., Brown, V. K., Losito, L., & McGavin, G. C. (1992). The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography*, 15(2), 166–176. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1992.tb00020.x>

- Golodets, C., Kigel, J., & Sternberg, M. (2011). Plant diversity partitioning in grazed Mediterranean grassland at multiple spatial and temporal scales. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1260–1268. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02031.x>
- Gonçalves, H. M. V., Roque, I., Marques, A., Correia, J., & Machado, F. (2011). *Avaliação da diversidade e abundância de micromamíferos em diferentes biótopos na Lezíria Sul de Vila Franca de Xira* [Relatório não publicado]. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Laboratório de Ecologia Aplicada.
- Gotta, A., & Pigozzi, G. (1997). Trophic niche of the barn owl and little owl in a rice field habitat in northern Italy. *Italian Journal of Zoology*, 64(1), 55–59. DOI: [10.1080/11250009709356172](https://doi.org/10.1080/11250009709356172)
- GTAN-SPEA. (2023). *Relatório do programa NOCTUA Portugal (2009/10 - 2022/23)*. <https://spea.pt/wp-content/uploads/2020/03/14-Relatorio-NOCTUA-Dez2023-GTAN-SPEA.pdf>
- Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L. & Turchin, P. (2001). Small-rodent dynamics and predation. *Ecology* 82(6), 1505–1520. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1505:SRDAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1505:SRDAP]2.0.CO;2)
- Hansson, L. (1979). Food as a limiting factor for small rodent numbers: tests of two hypotheses. *Oecologia*, 37, 297–314. <https://doi.org/10.1007/BF00347907>
- Hardin, J. W., & Hilbe, J. M. (2012). *Generalized linear models* (3rd ed.). Stata Press.
- Hardin, J. W., & Hilbe, J. M. (2013). *Generalized estimating equations*. CRC Press.
- Hindmarch, S., & Elliott, J. E. (2015). A specialist in the city: the diet of barn owls along a rural to urban gradient. *Urban Ecosystems*, 18, 477–488. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0411-y>
- Højsgaard, S., Halekoh, U., & Yan, J. (2006). *geepack: Generalized estimating equation package* (R package version 1.3.10). <https://cran.r-project.org/web/packages/geepack/index.html>

- Holland, G. J., & Bennett, A. F. (2007). Occurrence of small mammals in a fragmented landscape: the role of vegetation heterogeneity. *Wildlife Research*, 34(5), 387–397. <https://doi.org/10.1071/WR07061>
- Hollander, M., & Wolfe, D. A. (1973). *Nonparametric statistical methods*. John Wiley & Sons.
- Huijser, M. P., & Clevenger, A. P. (2006). Habitat and corridor function of rights-of-way. In Davenport, J. & Danvenport J. L., *The ecology of transportation: managing mobility for the environment* (pp. 233–254). Springer Netherlands. <https://westerntransportationinstitute.org/wp-content/uploads/2017/02/Huijser-and-Clevenger-2006.pdf>
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2024a). *Boletim Anual 2023*. IPMA. https://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/2024_0325/NJwiNVXlahTAVKioLFka/cli_20231201_20231231_pcl_aa_co_pt.pdf
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2024b). *Dezembro 2023*. IPMA. https://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/2024_0208/zySgbaSZIUbkPsuHwOL/cli_20231201_20231231_pcl_mm_co_pt.pdf
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2024c). *Janeiro 2024*. IPMA. https://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/2024_0212/zcPjhUmOUSgviqjcyUrs/cli_20240101_20240131_pcl_mm_co_pt.pdf
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, & C. N. Zayas (Eds.), IPBES secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- Jensen, S. P., Gray, S. J., & Hurst, J. L. (2003). How does habitat structure affect activity and use of space among house mice?. *Animal Behaviour*, 66(2), 239–250. [doi:10.1006/anbe.2003.2184](https://doi.org/10.1006/anbe.2003.2184)

- Keesing, F. (1998). Impacts of ungulates on the demography and diversity of small mammals in central Kenya. *Oecologia*, 116, 381–389. <https://www.jstor.org/stable/4222098>
- Kent, M. (2011). *Vegetation description and data analysis: a practical approach*. John Wiley & Sons.
- König, C., & Weick, F. (2008). *Owls of the world*. A&C Black.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology*. Harper–Collins Publishers.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B., & Siriwardena, G. M. (1999). The second silent spring?. *Nature*, 400(6745), 611–612. <https://doi.org/10.1038/23127>
- Liava, V., Karkanis, A., & Tsiropoulos, N. (2021). Yield and silymarin content in milk thistle (*Silybum marianum* (L.) Gaertn.) fruits affected by the nitrogen fertilizers. *Industrial Crops and Products*, 171, 113955. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113955>
- López-Jiménez, N. (Ed.) (2021). *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife.
- Lourenço, P. M. (2009). Rice field use by raptors in two Portuguese wetlands. *Airo* 19, 13–18. https://www.airo-spea.com/files/ugd/8fea7e_17f3cd37fd654c9697a5e338abf5c471.pdf
- Lourenço, P. M., & Piersma, T. (2008). Stopover ecology of Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* in Portuguese rice fields: a guide on where to feed in winter. *Bird Study*, 55(2), 194–202. DOI: 10.1080/00063650809461522
- Machado, F. S. C. A. (2011). *Efeito das alterações agrícolas na coruja-das-torres (Tyto alba): variação na abundância e no uso do espaço* [Dissertação de mestrado, Universidade de Lisboa]. Repositório Universidade de Lisboa. <http://hdl.handle.net/10451/5024>.
- Mann, H. B., & Whitney, D. R. (1947). On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The Annals of Mathematical Statistics*, 18(1), 50–60. <http://www.jstor.org/stable/2236101>

- Marques, P. A., & Vicente, L. (1999). Seasonal variation of waterbird prey abundance in the Sado estuary rice fields. *Ardeola*, 46(2), 231–234. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/417.pdf>
- Marques, S. F., Rocha, R. G., Mendes, E. S., Fonseca, C., & Ferreira, J. P. (2015). Influence of landscape heterogeneity and meteorological features on small mammal abundance and richness in a coastal wetland system, NW Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 61(5), 749–761. [DOI:10.1007/s10344-015-0952-2](https://doi.org/10.1007/s10344-015-0952-2)
- Marti, C. D. (2010). Dietary trends of Barn Owls in an agricultural ecosystem in northern Utah. *The Wilson Journal of Ornithology*, 122(1), 60–67. <https://doi.org/10.1676/09-025.1>
- Mikkola, H. (1983). *Owls of Europe*. T& AD Poyser.
- Millsap, B. A., & Lefranc, M. N. Jr. (1988). Road transect counts for raptors: how reliable are they?. *Journal of Raptor Research*, 22(1), 3. <https://digitalcommons.usf.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1764&context=jrr>
- Ministério da Agricultura e da Alimentação. (2023). Portaria n.º 54-E/2023 de 27 de fevereiro. Diário da República, 1ª série, n.º 41, 332-(164). <https://files.dre.pt/1s/2023/02/04101/0016400221.pdf>
- Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., Willig, M. R., Dodson, S. I., & Gough, L. (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity?. *Ecology*, 82(9), 2381–2396. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2381:WITORB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2381:WITORB]2.0.CO;2)
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146(4), 579–600. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x>
- Olf, H., & Ritchie, M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(7), 261–265. [10.1016/S0169-5347\(98\)01364-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01364-0)

- Pacheco, P. (2015). *Gestão das infestantes do arroz*. [Dissertação de mestrado, Universidade de Lisboa]. Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia.
<https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/10953/1/Pacheco.%20P%2C%20%282015%29%20Gest%C3%A3o%20das%20Infestantes%20do%20Arroz.%20Oriv%C3%A1rzea%20.pdf>
- Pan, W. (2001). Akaike's information criterion in generalized estimating equations. *Biometrics*, 57(1), 120–125. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2001.00120.x>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752. DOI: [10.1126/science.1246752](https://doi.org/10.1126/science.1246752)
- Pinto, F. R. R. (2012). *Estudo do Modelo Tradicional de Pastoreio das Vacadas da Companhia das Lezírias, S. A.* [Dissertação de mestrado, Universidade do Porto]. Repositório Universidade do Porto. <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/63639/2/Relatrio%20Final%20de%20EstgioFrancisco%20Rezende%20Rocha%20Pinto.pdf>
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge university press.
- Rabaça, J. E., Godinho C., Roque, I., Pereira, P. F., Lourenço, R. & Silva, R. R. (2021). *Monitorização de aves na Companhia das Lezírias 2021* [Relatório não publicado]. Laboratório de Ornitologia.
- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J. C., Domsa, C., Escandell V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., ... & Devictor, V. (2023). Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(21), e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>

- Rook, A. J., & Tallwin, J. R. (2003). Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Animal Research*, 52(2), 181–189. <https://doi.org/10.1051/animres:2003014>
- Roque I., Lourenço, R., Tomé, R., Lopes, A., Alonso, H., Botelho, A., Leitão, A., Santos, C., Raposo, D., Santos, D., Realinho, E., Canário, F., Rethoré, G., Cardoso, H., Lousa, H., Falé, J., Safara, J., Estevens, M., Campos, N., ..., & Cruz, V. F. (2024). *Relatório do 1.º Censo nacional da população nidificante de coruja-das-torres (Tyto alba) – 2023* [Relatório não publicado]. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves & LabOr-MED Universidade de Évora.
- Roque, I., Marques, A., Lourenço, R., Marques, J. T., Godinho, C., Pereira, P., & Rabaça, J. E. (2021). TytoTagus Project: Common Barn Owl post-fledging dispersal and survival in the Tagus Valley, Portugal. In I. Roque, J. R. Duncan, D. H. Johnson, & D. Van Nieuwenhuise (Eds.), *Proceedings of the 2017 World Owl Conference* (pp. 350–366). Airo, 29. Évora, Portugal.
- Roque, I., Marques, A., Machado, F., Godinho, C., Pereira, P., & Rabaça, J. E. (2017). Variation in the abundance of the Barn Owl *Tyto alba* in the Tagus Estuary: effect of land use, grazing and soil interventions. In *World Owl Conference* (pp. 111–112). Évora, Portugal. <https://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/22653/1/WOC2017-ABSTRACTS.pdf>
- RStudio Team. (2022). *RStudio: Integrated Development for R* (version 4.2.2). RStudio, PBC. <https://posit.co/>
- Rufino, R. (1989). *Atlas das Aves que nidificam em Portugal Continental*. Centro de Estudos de Migrações e Protecção de Aves, Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Sabino-Marques, H., & Mira, A. (2011). Living on the verge: are roads a more suitable refuge for small mammals than streams in Mediterranean pastureland?. *Ecological Research*, 26, 277–287. <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0781-4>
- Šálek, M., Riegert, J., & Křivan, V. (2010). The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in

- Central European farmland. *Bird Study*, 57(4), 495–503.
<https://doi.org/10.1080/00063657.2010.494717>
- Segev, O., Golodets, C., Henkin, Z., Gorelik, H., & Dovrat, G. (2022). Long-term proliferation of large annual thistles in dry Mediterranean rangelands. *Ecosphere*, 13(12), e4340. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4340>
- Shawyer, C. R. (1998). *The barn owl*. Arlequin Press.
- Silva, C., Grilo, C. & Mira, A., (2008). Modelling owl mortality on roads of Alentejo (southern Portugal). *Airo*, 18, 3–12. https://www.airo-spea.com/files/ugd/8fea7e_aab07614feae47f0b6f71e04581fb4f4.pdf
- Simonetti, J. A. (1989). Microhabitat use by small mammals in central Chile. *Oikos*, 56(3) 309–318. [DOI 10.2307/3565615](https://doi.org/10.2307/3565615)
- Svensson, L., Mullarney, K., & Zetterström, D. (2017). Guia de aves: O guia de campo mais completo das aves de Portugal e da Europa (3.^a ed.). Assírio & Alvim.
- Tattersall, F. H., Avundo, A. E., Manley, W. J., Hart, B. J., & Macdonald, D. W. (2000). Managing set-aside for field voles (*Microtus agrestis*). *Biological Conservation*, 96(1), 123–128. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00098-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00098-1)
- Taylor, I. (1994). *Barn Owl: Predator-prey relationships and conservation*. Cambridge University press.
- The Barn Owl Trust. (s.d). *Barn owl analysis*. <https://www.barnowltrust.org.uk/barn-owl-facts/barn-owl-pellet-analysis/>
- Tomé, R. (1994). *A Coruja-das-torres (Tyto alba, Scopoli, 1769) no estuário do Tejo: Fenologia, dinâmica populacional, utilização do espaço e ecologia trófica* [Relatório de Estágio não publicado, Universidade de Lisboa]. Universidade de Lisboa.
- Tomé, R., & Valkama, J. (2001). Seasonal variation in the abundance and habitat use of Barn Owls *Tyto alba* on lowland farmland. *Ornis Fennica*, 78(3), 109–118. <https://ornisfennica.journal.fi/article/view/133553>

- Tores, M., Motro, Y., Motro, U., & Yom-Tov, Y. (2005). The Barn Owl - a selective opportunist predator. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 51(4), 349–360. <https://doi.org/10.1560/7862-9E5G-RQJJ-15BE>
- Torre, I., & Tella, J. T. (1996). Environmental and geographic factors affecting the distribution of small mammals in an isolated mediterranean mountain. *Zeitschrift für Saugetierkunde*, 61(6), 365–375. https://mcng.cat/pdf/pmamifers/Torre_et_al_1996.pdf
- Torre, I., Díaz, M., Martínez-Padilla, J., Bonal, R., Vinuela, J., & Fargallo, J. A. (2007). Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 8(6), 565–575. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.09.016>
- Tourenq, C., Bennetts, R. E., Kowalski, H., Vialet, E., Lucchesi, J. L., Kayser, Y., & Isenmann, P. (2001). Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France?. *Biological Conservation*, 100(3), 335–343. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00037-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00037-4)
- Vermeulen, H. J. (1994). Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles carabidae. *Biological Conservation*, 69(3), 339–349. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90433-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90433-2)
- Vickery, W. L., & Bider, J. R. (1981). The influence of weather on rodent activity. *Journal of Mammalogy*, 62(1), 140–145. <https://doi.org/10.2307/1380484>
- Vidal-González, P., Aldred, O., Carrer, F., Helgason, G., & Júlíusson, Á. D. (2024). Sustainable Transhumance Practices in European Landscapes. A Comparative Study. *Human Ecology*, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10745-024-00542-0>
- Wang, B., & Chen, J. (2008). Tannin concentration enhances seed caching by scatter-hoarding rodents: an experiment using artificial 'seeds'. *Acta Oecologica*, 34(3), 379–385. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.07.001>
- Wijnhoven, S., Van Der Velde, G., Leuven, R. S., & Smits, A. J. (2005). Flooding ecology of voles, mice and shrews: the importance of geomorphological and

- vegetational heterogeneity in river floodplains. *Acta Theriologica*, 50, 453–472.
<https://doi.org/10.1007/BF03192639>
- Xiao, Z., Zhang, Z., & Wang, Y. (2004). Dispersal and germination of big and small nuts of *Quercus serrata* in a subtropical broad-leaved evergreen forest. *Forest Ecology and Management*, 195(1-2), 141–150.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.041>
- Xiao, Z., Zhang, Z., & Wang, Y. (2005). Effects of seed size on dispersal distance in five rodent-dispersed fagaceous species. *Acta Oecologica*, 28(3), 221–229.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2005.04.006>
- Yalden, D. W. & Morris, P. A. (1993). *The analysis of owl pellets*. An occasional publication of the Mammal Society: No.13.
- Zaitzove-Raz, M., Comay, O., Motro, Y. & Dayan, T. (2020). Barn owls as biological control agents: potential risks to non-target rare and endangered species. *Animal Conservation*, 23(6), 646–659. <https://doi.org/10.1111/acv.12576>
- Zheng, B., & Agresti, A. (2000). Summarizing the predictive power of a generalized linear model. *Statistics in Medicine*, 19(13), 1771–1781.
[https://doi.org/10.1002/1097-0258\(20000715\)19:13<1771::AID-SIM485>3.0.CO;2-P](https://doi.org/10.1002/1097-0258(20000715)19:13<1771::AID-SIM485>3.0.CO;2-P)
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Generalised estimation equations. In Gail, M., Krickeberg, K., Samet, J. M., Tsiatis, A., Wong, W. (Ed.), *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (pp. 295–321). Statistics for Biology and Health. Springer.
https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6_12

Anexos

Anexo 1: Fórmulas de cálculo utilizadas

Cálculo de frequências numéricas e frequência de ocorrência (F.O.). Sendo F.O. calculada pela fórmula

$$\text{Eq.1 } F.O. = \left(\frac{ni}{N}\right) * 100$$

onde ni corresponde ao número de ocorrências de um item específico (presas) e N ao número total de ocorrências de todas as categorias de presa (Machado, 2011; Tomé 1994; Eq.1).

A diversidade do nicho trófico foi avaliada através do cálculo do índice de Shannon-Wiener H' (Krebs 1989; Eq.2). A fórmula exprime-se por

$$\text{Eq.2 } H' = -\sum_{k=0}^n Pi \log Pi$$

em que n representa o número de categorias de presa e Pi representa a proporção da frequência numérica da categoria i .

Anexo 2: Elenco florístico e variáveis de caracterização da vegetação

Espécie	Família	Tipo família	Naturalidade	Porte da planta	Tipo fisionómico
Briofito	Briofito	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Carlina racemosa</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Picris echioides</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Trifolium</i> sp.	Fabaceae	Fabaceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Cichorium intybus</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Scolymus maculatus</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	herbácea	Terófito
<i>Suaeda vera</i> Forssk. Ex J.F.Gmel	Amaranthaceae	outra	Autóctone	Arbusto	Fanerófito
<i>Rosa</i> sp.	Rosaceae	outra	Autóctone	Arbusto	Fanerófito
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Cyperaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Helófito
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Convolvulaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Escandente
<i>Polygonum equisetiforme</i> Sm.	Polygonaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Caméfito
<i>Cydonia oblonga</i> Mill.	Rosaceae	outra	Exótica	Árborea	Fanerófito
<i>Cynodon lactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	Poaceae	Autóctone	Herbácea	Proto-hemicriptófito
<i>Typha</i> sp.	Typhaceae	outra	Autóctone	herbácea	Helófito
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	Asteraceae	Exótica	Herbácea	Terófito
<i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.	Asteraceae	Asteraceae	Exótica	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss.	Brassicaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Phalaris</i> sp.	Poaceae	Poaceae	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Kickxia spuria</i> subsp. <i>Integrifolia</i> (Brot.)	Plantaginaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Beta maritima</i> L.	Amaranthaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Juncus effusus</i> L.	Juncaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Atriplex halimus</i> L.	Amaranthaceae	outra	Autóctone	Arbusto	Fanerófito
<i>Sarcocornia perennis</i> (Mill.) A.J.Scott	Amaranthaceae	outra	Autóctone	Arbusto	Caméfito
<i>Halimione portulacoides</i> (L.) Aellen	Amaranthaceae	outra	Autóctone	Arbusto	Fanerófito
<i>Salsola soda</i> L.	Amaranthaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Paspalum distichum</i> L.	Poaceae	Poaceae	Exótica	Herbácea	Proto-hemicriptófito
Brassicaceae	Brassicaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
Asteraceae	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
Malvaceae sp.	Malvaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin ex.Steud.	Poaceae	Poaceae	Autóctone	Herbácea	Helófito
<i>Oryza sativa</i> L.	Poaceae	Poaceae	Exótica	Herbácea	Terófito
<i>Avena</i> sp.	Poaceae	Poaceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Euphorbia hirsuta</i> L.	Euphorbiaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Lythrum junceum</i> Banks & Sol.	Lythraceae	outra	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	Oxalidaceae	outra	Exótica	Herbácea	Geófito
<i>Rumex pulcher</i> L.	Polygonaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Proto-hemicriptófito
<i>Lactuca saligna</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Frankenia laevis</i> L.	Frankeniaceae	outra	Autóctone	Arbusto	Caméfito
Monocot	Monocot	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Geranium</i> sp.	Geraniaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
Apiaceae	Apiaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	Geraniaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Anthemis arvensis</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
Brassicaceae	Brassicaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Lathyrus ochrus</i> (L.) DC.	Fabaceae	Fabaceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Rubia peregrina</i> L.	Rubiaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Escandente
<i>Plantago coronopus</i> L.	Plantaginaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Glyceria declinata</i> Bréb.	Poaceae	Poaceae	Autóctone	Herbácea	Hidrófito
<i>Ranunculus</i> sp.	Ranunculaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Galactites tomentosus</i> Moench	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Medicago</i> sp.	Fabaceae	Fabaceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Caryophyllaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Spergularia marina</i> (L.) Besser	Caryophyllaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	Apiaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Calendula arvensis</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Diplotaxis catholica</i> (L.) DC.	Brassicaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Bromus diandrus</i> Roth	Poaceae	Poaceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Senecio jacobaea</i> L.	Asteraceae	Asteraceae	Autóctone	Herbácea	Hemicriptófito
<i>Urtica</i> sp.	Urticaceae	outra	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Vicia lutea</i> L.	Fabaceae	Fabaceae	Autóctone	Herbácea	Terófito
<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.	Poaceae	Poaceae	Autóctone	Herbácea	Terófito

Anexo 3: Variáveis ecológicas do habitat agrícola (Arrozal e Pastagem) e significância estatística

Caixas-com-bigodes

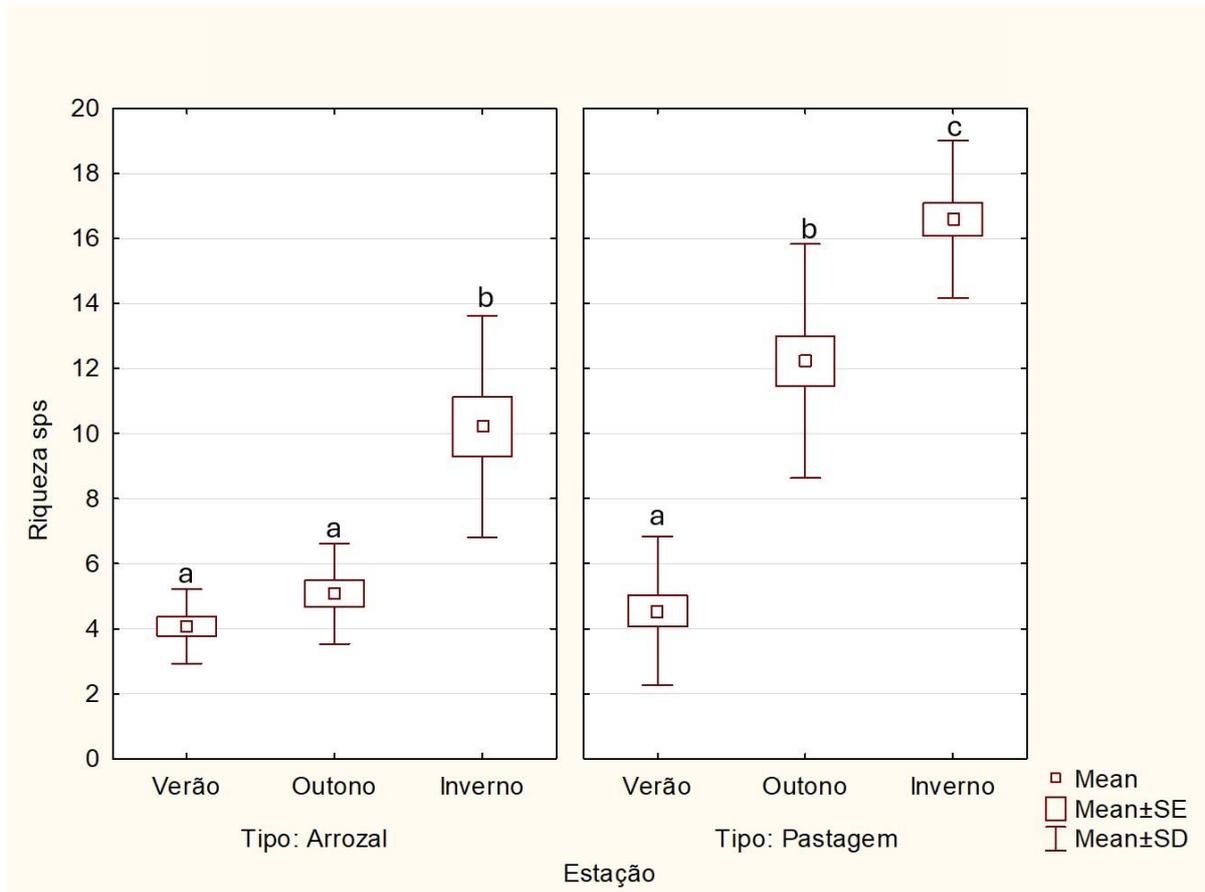


Figura A1. Caixa-com-bigodes da variável riqueza específica, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

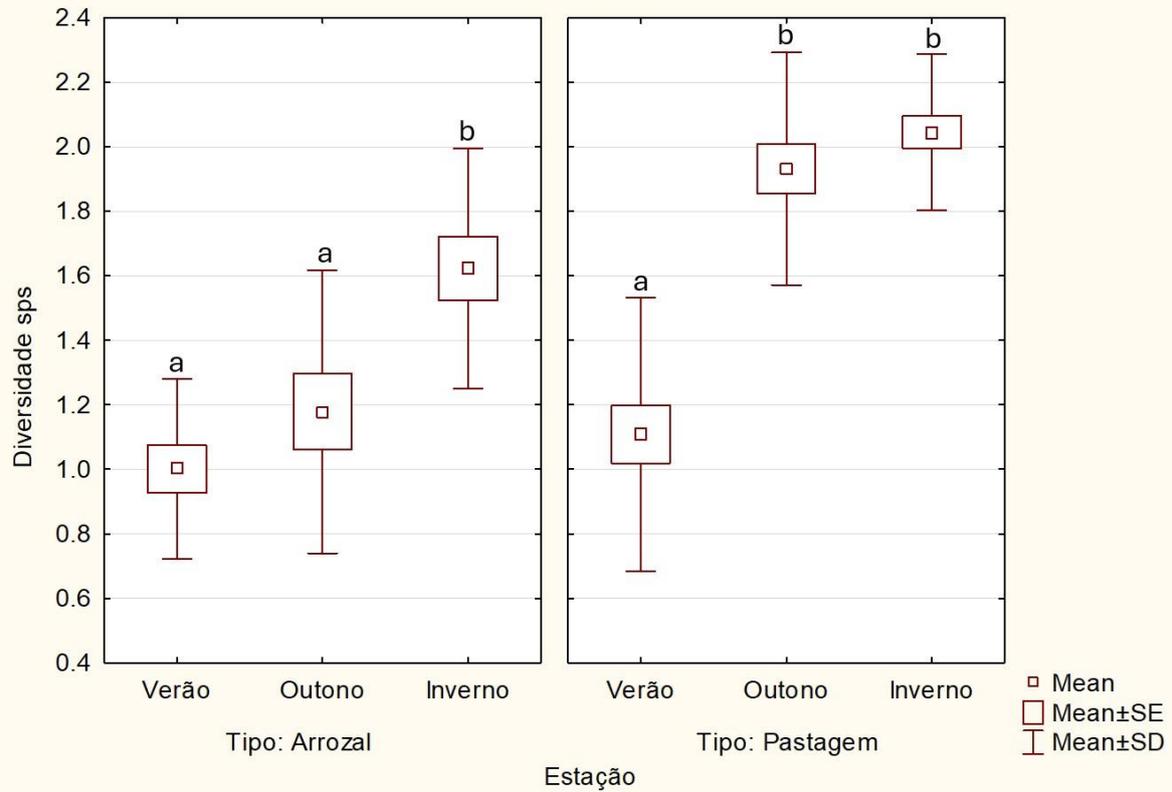


Figura A2. Caixa-com-bigodes da variável diversidade de espécies, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

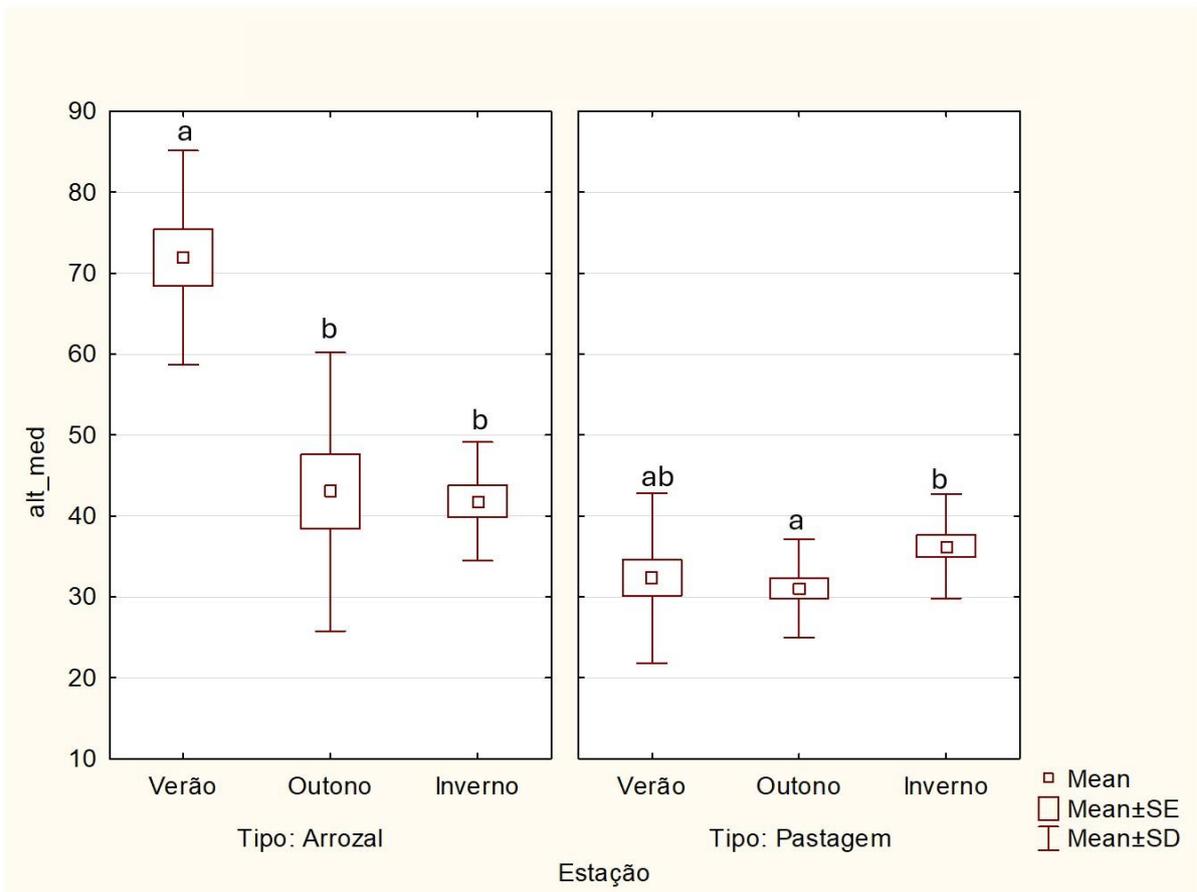


Figura A3. Caixa-com-bigodes da variável altura média da vegetação, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

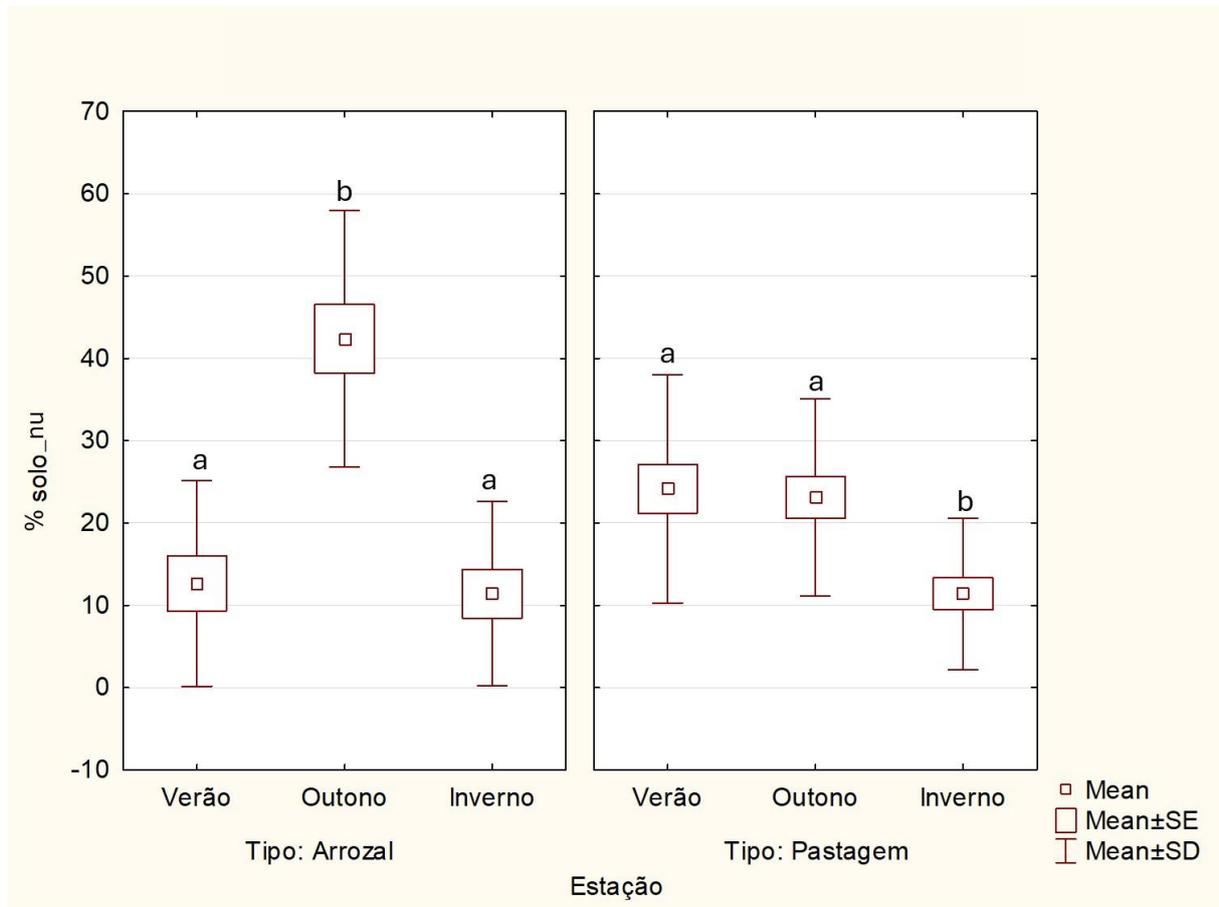


Figura A4. Caixa-com-bigodes da variável percentagem de solo nu, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

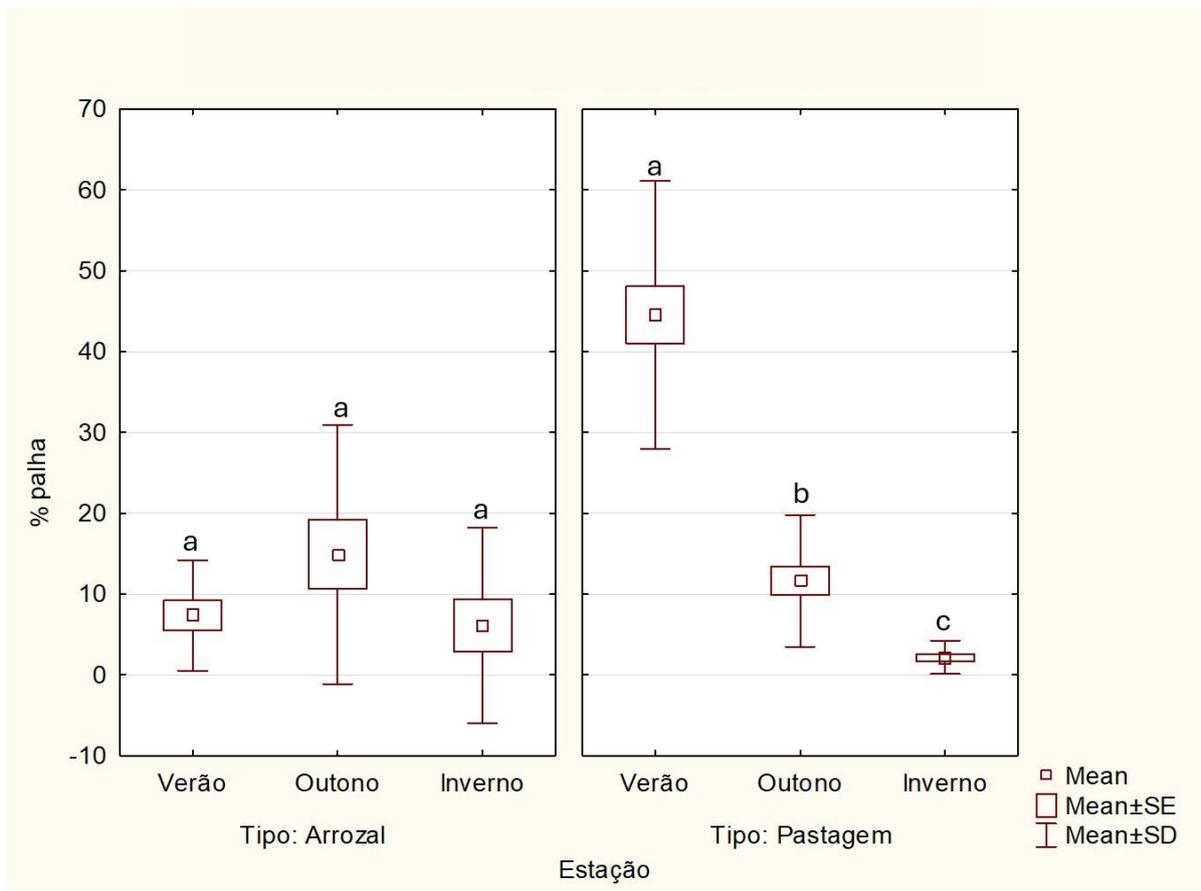


Figura A5. Caixa-com-bigodes da variável percentagem de palha, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

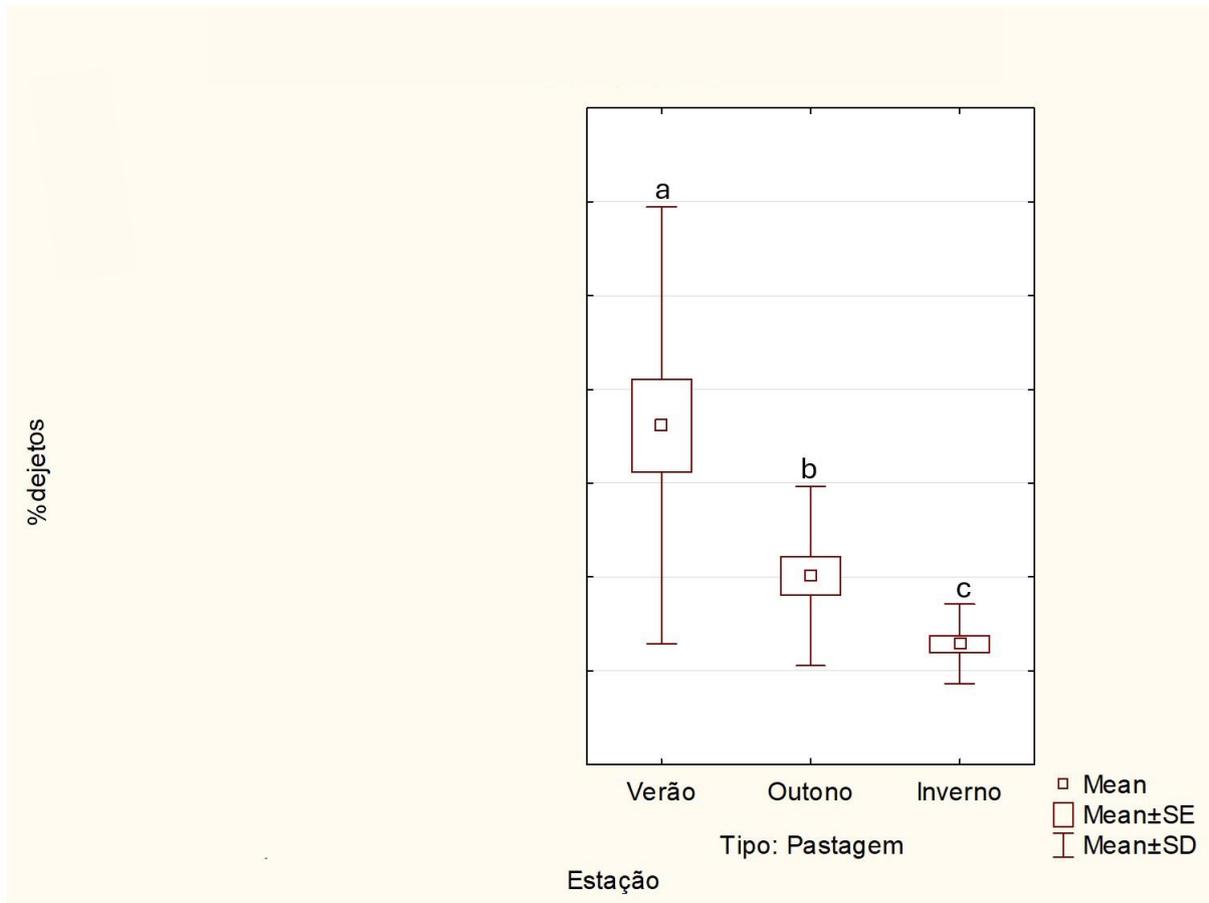


Figura A6. Caixa-com-bigodes da variável percentagem de dejetos de gado, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

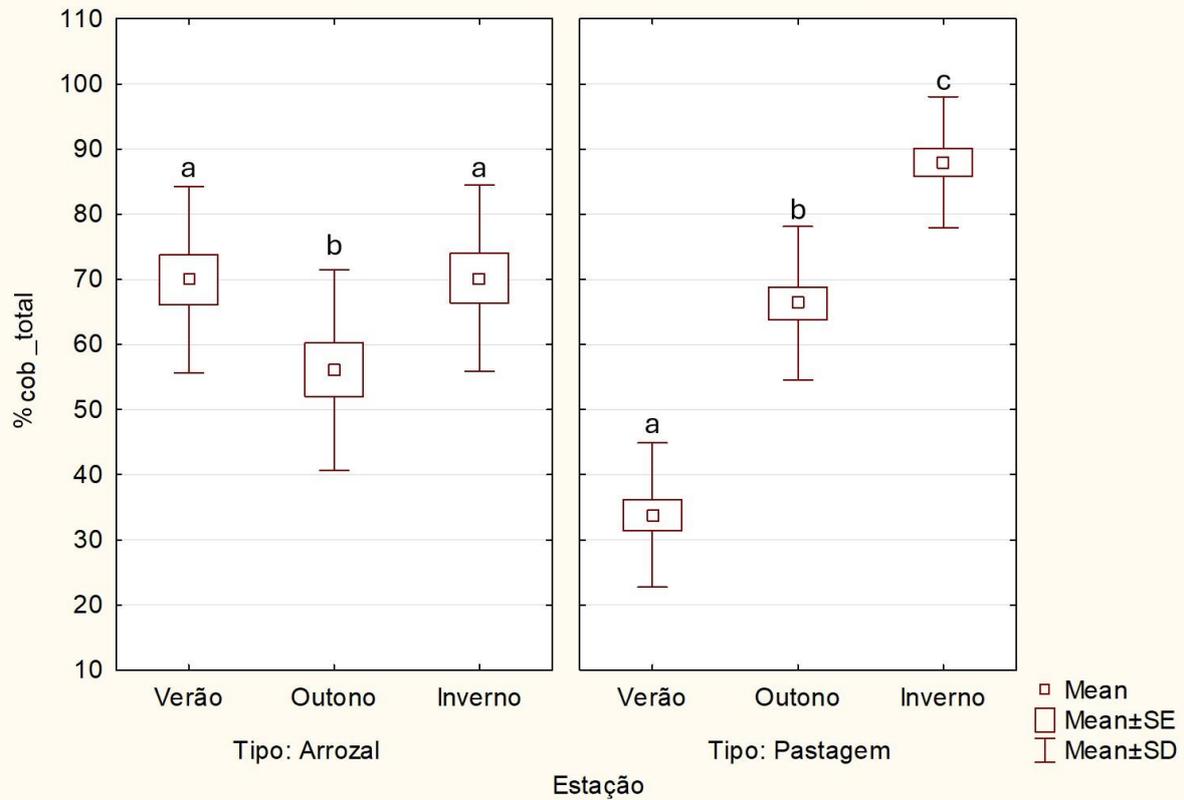


Figura A7. Caixa-com-bigodes da variável percentagem de cobertura total, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

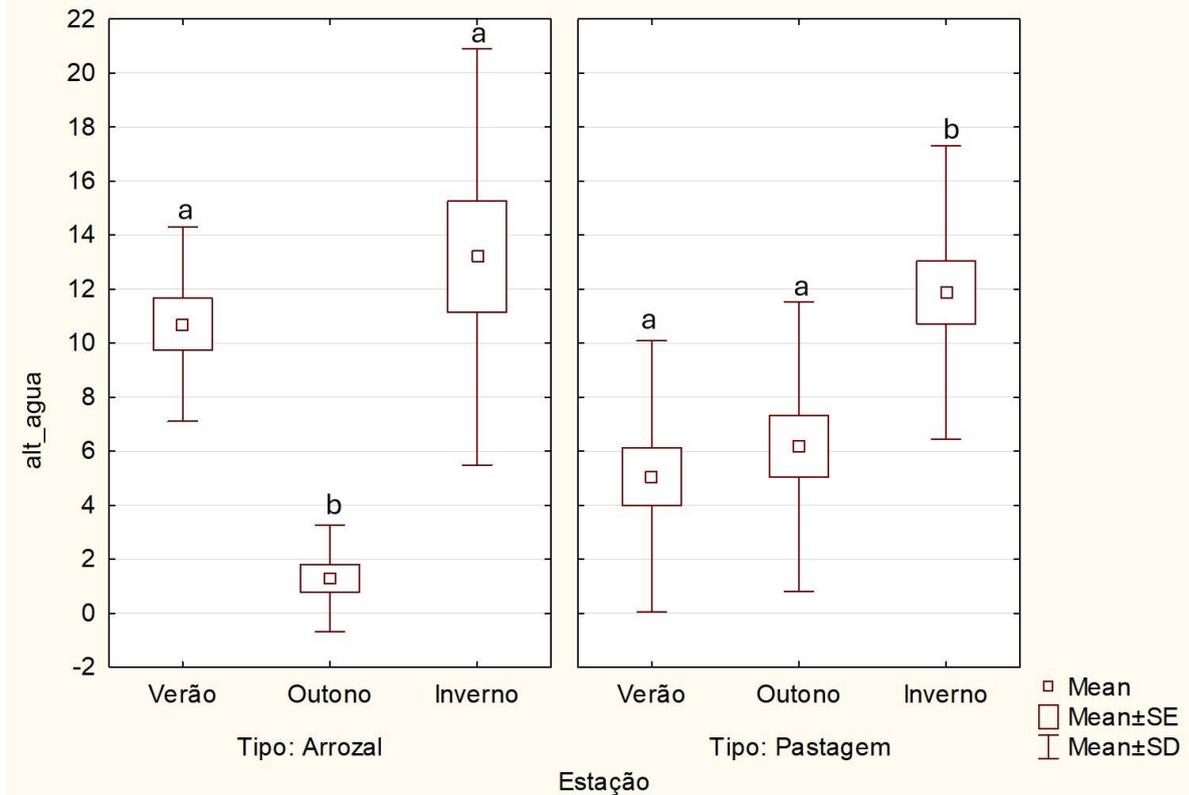


Figura A8. Caixa-com-bigodes da variável altura da água, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

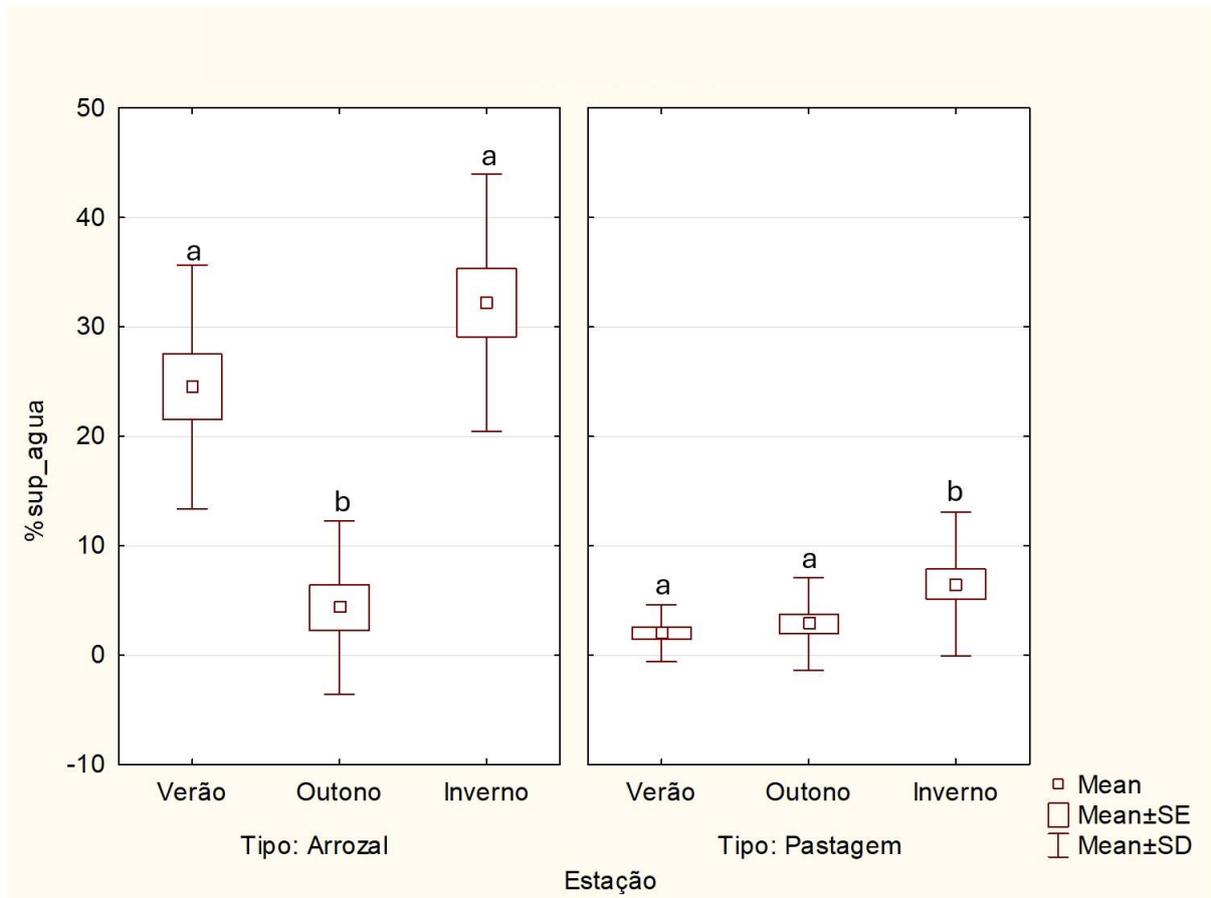


Figura A9. Caixa-com-bigodes da variável percentagem de superfície de água, agrupada pelos dois tipos de uso do solo (arrozal e pastagem), nas diferentes estações do ano (verão, outono e inverno). As letras referem os resultados do teste de Mann-Whitney entre estações do ano, para cada tipo de uso de solo. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre estações do ano ($P < 0.05$).

Testes de Mann-Whitney (Arrozal)

Tabela A1. Resultados do teste de Mann-Whitney comparando as estações de verão e outono no arrozal.

variable	Tipo=Arrozal									
	Mann-Whitney U Test (w/ continuity correction) (Matriz dados veg_secção_boxplot)									
	By variable Estação									
Marked tests are significant at p <.05000										
	Rank Sum verão	Rank Sum outono	U	Z	p-value	Z	p-value	Valid N	Valid N	2*1sided
Riqueza específica	162,0000	244,0000	57,00000	-1,86088	0,062762	-1,90601	0,056649	14	14	0,062042
Diversidade sps	161,0000	245,0000	56,00000	-1,90683	0,056544	-1,90683	0,056544	14	14	0,055617
alt_med	281,0000	125,0000	20,00000	3,56095	0,000370	3,56095	0,000370	14	14	0,000131
% solo_nu	119,5000	286,5000	14,50000	-3,81366	0,000137	-3,81418	0,000137	14	14	0,000025
% palha	180,5000	225,5000	75,50000	-1,01085	0,312089	-1,01629	0,309493	14	14	0,306426
% cob_total	253,0000	153,0000	48,00000	2,27441	0,022942	2,27472	0,022923	14	14	0,021187
% alt_agua	300,5000	105,5000	0,50000	4,45692	0,000008	4,48090	0,000007	14	14	0,000000
% sup_agua	288,0000	118,0000	13,00000	3,88258	0,000103	3,94962	0,000078	14	14	0,000019

Tabela A2. Resultados do teste de Mann-Whitney comparando as estações de verão e inverno no arrozal.

variable	Tipo=Arrozal									
	Mann-Whitney U Test (w/ continuity correction) (Matriz dados veg_secção_boxplot)									
	By variable Estação									
Marked tests are significant at p <.05000										
	Rank Sum verão	Rank Sum inverno	U	Z	p-value	Z	p-value	Valid N	Valid N	2*1sided
Riqueza específica	112,0000	294,0000	7,00000	-4,15827	0,000032	-4,19751	0,000027	14	14	0,000002
Diversidade sps	124,0000	282,0000	19,00000	-3,60689	0,000310	-3,60689	0,000310	14	14	0,000101
alt_med	297,0000	109,0000	4,00000	4,29611	0,000017	4,29728	0,000017	14	14	0,000001
% solo_nu	209,0000	197,0000	92,00000	0,25271	0,800491	0,25285	0,800384	14	14	0,803613
% palha	227,5000	178,5000	73,50000	1,10274	0,270139	1,10517	0,269088	14	14	0,264910
% cob_total	200,5000	205,5000	95,50000	-0,09190	0,926781	-0,09192	0,926761	14	14	0,910026
% alt_agua	186,0000	220,0000	81,00000	-0,75814	0,448370	-0,75855	0,448121	14	14	0,454438
% sup_agua	163,0000	243,0000	58,00000	-1,81493	0,069535	-1,81593	0,069382	14	14	0,069048

Tabela A3. Resultados do teste de Mann-Whitney comparando as estações de outono e inverno no arrozal.

variable	Tipo=Arrozal									
	Mann-Whitney U Test (w/ continuity correction) (Matriz dados veg_secção_boxplot)									
	By variable Estação									
Marked tests are significant at p <.05000										
	Rank Sum outono	Rank Sum inverno	U	Z	p-value	Z	p-value	Valid N	Valid N	2*1sided
Riqueza específica	119,5000	286,5000	14,50000	-3,81366	0,000137	-3,83364	0,000126	14	14	0,000025
Diversidade sps	140,0000	266,0000	35,00000	-2,87173	0,004083	-2,87173	0,004083	14	14	0,002963
alt_med	189,0000	217,0000	84,00000	-0,62029	0,535065	-0,62063	0,534841	14	14	0,540927
% solo_nu	288,0000	118,0000	13,00000	3,88258	0,000103	3,88311	0,000103	14	14	0,000019
% palha	241,5000	164,5000	59,50000	1,74601	0,080810	1,74961	0,080187	14	14	0,076664
% cob_total	154,5000	251,5000	49,50000	-2,20549	0,027421	-2,20579	0,027399	14	14	0,024124
% alt_agua	110,0000	296,0000	5,00000	-4,25016	0,000021	-4,27243	0,000019	14	14	0,000001
% sup_agua	109,0000	297,0000	4,00000	-4,29611	0,000017	-4,36906	0,000012	14	14	0,000001

Testes de Mann-Whitney (Pastagem)

Tabela A4. Resultados do teste de Mann-Whitney comparando as estações de verão e outono nas pastagens.

variable	Tipo=Pastagem									
	Mann-Whitney U Test (w/ continuity correction) (Matriz dados veg_secção_boxplot)									
	By variable Estação									
Marked tests are significant at p <.05000										
	Rank Sum verão	Rank Sum outono	U	Z	p-value	Z	p-value	Valid N	Valid N	2*1sided
Riqueza específica	271,0000	719,0000	18,0000	-5,24613	0,000000	-5,26509	0,000000	22	22	0,000000
Diversidade sps	289,0000	701,0000	36,0000	-4,82362	0,000001	-4,82362	0,000001	22	22	0,000000
alt_med	517,0000	473,0000	220,0000	0,50466	0,613797	0,50471	0,613759	22	22	0,617164
solo_nu	496,0000	494,0000	241,0000	0,01174	0,990636	0,01174	0,990636	22	22	0,990733
% palha	720,0000	270,0000	17,0000	5,26960	0,000000	5,26960	0,000000	22	22	0,000000
% dejetos	587,5000	402,5000	149,5000	2,15948	0,030814	2,17323	0,029764	22	22	0,028897
% cob_total	256,0000	734,0000	3,0000	-5,59822	0,000000	-5,59862	0,000000	22	22	0,000000
% alt_agua	463,0000	527,0000	210,0000	-0,73939	0,459672	-0,74919	0,453741	22	22	0,463499
% sup_agua	486,0000	504,0000	233,0000	-0,19952	0,841858	-0,21136	0,832604	22	22	0,843450

Tabela A5. Resultados do teste de Mann-Whitney comparando as estações de verão e inverno nas pastagens.

variable	Tipo=Pastagem									
	Mann-Whitney U Test (w/ continuity correction) (Matriz dados veg_secção_boxplot)									
	By variable Estação									
Marked tests are significant at p <.05000										
	Rank Sum verão	Rank Sum inverno	U	Z	p-value	Z	p-value	Valid N	Valid N	2*1sided
Riqueza específica	253,0000	737,0000	0,0000	-5,66864	0,000000	-5,69013	0,000000	22	22	0,000000
Diversidade sps	264,0000	726,0000	11,0000	-5,41044	0,000000	-5,41044	0,000000	22	22	0,000000
alt_med	456,0000	534,0000	203,0000	-0,90370	0,366157	-0,90389	0,366056	22	22	0,369810
% solo_nu	633,0000	357,0000	104,0000	3,22749	0,001249	3,22771	0,001248	22	22	0,000889
% palha	737,0000	253,0000	0,0000	5,66864	0,000000	5,67044	0,000000	22	22	0,000000
% dejetos	639,0000	351,0000	98,0000	3,36832	0,000756	3,45269	0,000555	22	22	0,000496
% cob_total	253,0000	737,0000	0,0000	-5,66864	0,000000	-5,66904	0,000000	22	22	0,000000
% alt_agua	335,5000	654,5000	82,5000	-3,73215	0,000190	-3,74033	0,000184	22	22	0,000089
% sup_agua	364,0000	626,0000	111,0000	-3,06318	0,002190	-3,09497	0,001969	22	22	0,001688

Tabela A6. Resultados do teste de Mann-Whitney comparando as estações de outono e inverno nas pastagens.

variable	Tipo=Pastagem									
	Mann-Whitney U Test (w/ continuity correction) (Matriz dados veg_secção_boxplot)									
	By variable Estação									
Marked tests are significant at p <.05000										
	Rank Sum outono	Rank Sum inverno	U	Z	p-value	Z	p-value	Valid N	Valid N	2*1sided
Riqueza específica	332,5000	657,5000	79,5000	-3,80257	0,000143	-3,82897	0,000129	22	22	0,000062
Diversidade sps	455,0000	535,0000	202,0000	-0,92717	0,353840	-0,92717	0,353840	22	22	0,357437
alt_med	381,0000	609,0000	128,0000	-2,66414	0,007719	-2,66480	0,007704	22	22	0,006817
% solo_nu	626,5000	363,5000	110,5000	3,07491	0,002106	3,07513	0,002104	22	22	0,001544
% palha	705,5000	284,5000	31,5000	4,92925	0,000001	4,93099	0,000001	22	22	0,000000
% dejetos	612,0000	378,0000	125,0000	2,73456	0,006247	2,80503	0,005032	22	22	0,005413
% cob_total	300,5000	689,5000	47,5000	-4,55369	0,000005	-4,55385	0,000005	22	22	0,000001
% alt_agua	361,0000	629,0000	108,0000	-3,13360	0,001727	-3,13802	0,001701	22	22	0,001289
% sup_agua	378,0000	612,0000	125,0000	-2,73456	0,006247	-2,75680	0,005837	22	22	0,005413

Anexo 4: Resultados da seleção inicial de modelos dos arrozais

Tabela A7. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAP – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	Δ QIC	Weight
Estação + vari_arro	-83,51	166,99	0,00	0,95
Estação + temp_colh	-86,94	173,86	6,88	0,03
Estação	-87,66	175,32	8,33	0,01
Modelo nulo	-98,60	197,20	30,21	0,00

Tabela A8. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAN – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	Δ QIC	Weight
Estação + vari_arro	-80,95	161,89	0,00	1,00
Estação + temp_colh	-87,63	175,26	13,37	0,00
Estação	-87,66	175,32	13,43	0,00
Modelo nulo	-98,60	197,20	35,31	0,00

Tabela A9. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAC1 – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	Δ QIC	Weight
Estação + vari_arro	-80,42	160,71	0,00	1,00
Estação + temp_colh	-86,48	172,81	12,10	0,00
Estação	-87,66	175,32	14,61	0,00
Modelo nulo	-98,60	197,20	36,49	0,00

Tabela A10. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAC2 – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	Δ QIC	Weight
Estação + vari_arro	-80,94	161,89	0,00	1,00
Estação + temp_colh	-87,65	175,30	13,42	0,00
Estação	-87,66	175,32	13,43	0,00
Modelo nulo	-98,60	197,20	35,31	0,00

Tabela A11. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAP – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + indi_shan	-83,69	167,33	0,00	0,59
Estação + solo_nu	-84,60	169,19	1,86	0,23
Estação + alt_agua	-85,53	171,06	3,73	0,09
Estação + palha	-86,29	172,58	5,25	0,04
Estação + alt_med	-86,85	173,69	6,36	0,02
Estação + cob_total	-87,41	174,80	7,47	0,01
Estação	-87,66	175,32	7,99	0,01
Modelo nulo	-98,60	197,20	29,87	0,00

Tabela A12. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAN – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + alt_agua	-84,97	169,92	0,00	0,62
Estação + indi_shan	-86,32	172,64	2,72	0,16
Estação + cob_total	-87,40	174,78	4,86	0,05
Estação + solo_nu	-87,70	175,08	5,17	0,05
Estação + alt_med	-87,67	175,30	5,38	0,04
Estação + palha	-87,70	175,32	5,40	0,04
Estação	-87,66	175,32	5,40	0,04
Modelo nulo	-98,60	197,20	27,28	0,00

Tabela A13. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAC1 – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + indi_shan	-82,46	164,86	0,00	0,86
Estação + solo_nu	-85,05	169,99	5,14	0,07
Estação + alt_agua	-85,37	170,65	5,79	0,05
Estação + palha	-86,82	173,45	8,59	0,01
Estação + alt_med	-86,94	173,73	8,87	0,01
Estação + cob_total	-87,52	174,94	10,08	0,01
Estação	-87,66	175,32	10,46	0,00
Modelo nulo	-98,60	197,20	32,34	0,00

Tabela A14 Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAC2 – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + alt_agua	-84,90	169,79	0,00	0,70
Estação + solo_nu	-87,44	174,88	5,09	0,06
Estação + cob_total	-87,49	174,96	5,17	0,05
Estação + indi_shan	-87,56	175,11	5,31	0,05
Estação + palha	-87,59	175,18	5,39	0,05
Estação + alt_med	-87,68	175,30	5,50	0,04
Estação	-87,66	175,32	5,53	0,04
Modelo nulo	-98,60	197,20	27,41	0,00

Tabela A15. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAP – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_alt_med	-86,48	172,96	0,00	0,25
Estação + vb_indi_shan	-86,55	173,10	0,14	0,23
Estação + vb_solo_nu	-86,94	173,83	0,87	0,16
Estação + vb_cob_total	-87,27	174,54	1,58	0,11
Estação + vb_palha	-87,44	174,87	1,91	0,10
Estação + vb_alt_agua	-87,64	175,23	2,27	0,08
Estação	-87,66	175,32	2,36	0,08
Modelo nulo	-98,60	197,20	24,24	0,00

Tabela A16. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAN – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_palha	-76,80	153,60	0,00	0,99
Estação + vb_cob_total	-82,07	164,13	10,53	0,01
Estação + vb_indi_shan	-84,98	169,95	16,35	0,00
Estação + vb_solo_nu	-85,32	170,64	17,04	0,00
Estação + vb_alt_med	-87,62	175,24	21,63	0,00
Estação + vb_alt_agua	-87,65	175,30	21,70	0,00
Estação	-87,66	175,32	21,72	0,00
Modelo nulo	-98,60	197,20	43,60	0,00

Tabela A17. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAC1 – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_alt_med	-87,27	174,45	0,00	0,20
Estação + vb_solo_nu	-87,53	175,03	0,59	0,15
Estação + vb_palha	-87,64	175,12	0,68	0,14
Estação + vb_alt_agua	-87,64	175,16	0,71	0,14
Estação + vb_cob_total	-87,72	175,27	0,83	0,13
Estação + vb_indi_shan	-87,67	175,31	0,86	0,13
Estação	-87,66	175,32	0,87	0,13
Modelo nulo	-98,60	197,20	22,75	0,00

Tabela A18. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDAC2 – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_palha	-80,06	160,11	0,00	0,99
Estação + vb_cob_total	-84,63	169,26	9,15	0,01
Estação + vb_indi_shan	-86,22	172,43	12,33	0,00
Estação + solo_nu	-87,54	175,07	14,97	0,00
Estação + vb_alt_agua	-87,66	175,24	15,14	0,00
Estação + vb_alt_med	-87,63	175,27	15,16	0,00
Estação	-87,66	175,32	15,21	0,00
Modelo nulo	-98,60	197,20	37,09	0,00

Anexo 5: Resultados da seleção final de modelos dos arrozais

Tabela A19. Resultados da seleção final de modelos para a base de dados BDAP.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vari_arro	-83,51	166,99	0,00	0,46
Estação + indi_shan	-83,69	167,33	0,34	0,39
Estação + alt_agua	-85,53	171,06	4,07	0,06
Estação + vb_alt_med	-86,48	172,96	5,97	0,02
Estação + vb_indi_shan	-86,55	173,10	6,12	0,02
Estação + vb_solo_nu	-86,94	173,83	6,84	0,01
Estação + vb_cob_total	-87,27	174,54	7,56	0,01
Estação + vb_palha	-87,44	174,87	7,88	0,01
Estação + vb_alt_agua	-87,64	175,23	8,24	0,01
Estação	-87,66	175,32	8,33	0,01

Tabela A20. Resultados da seleção final de modelos para a base de dados BDAN.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_palha	-76,80	153,60	0,00	0,98
Estação + vari_arroz	-80,95	161,89	8,29	0,02
Estação + vb_cob_total	-82,07	164,13	10,53	0,01
Estação + alt_agua	-84,97	169,92	16,32	0,00
Estação + vb_indi_shan	-84,98	169,95	16,35	0,00
Estação + vb_solo_nu	-85,32	170,64	17,04	0,00
Estação + indi_shan	-86,32	172,64	19,04	0,00
Estação + vb_alt_med	-87,62	175,24	21,63	0,00
Estação + vb_alt_agua	-87,65	175,30	21,70	0,00
Estação	-87,66	175,32	21,72	0,00

Tabela A21. Resultados da seleção final de modelos para a base de dados BDAC1.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vari_arro	-80,42	160,71	0,00	0,88
Estação + indi_shan	-82,46	164,86	4,15	0,11
Estação + alt_agua	-85,37	170,65	9,94	0,01
Estação + vb_alt_med	-87,27	174,45	13,74	0,00
Estação + vb_solo_nu	-87,53	175,03	14,32	0,00
Estação + vb_palha	-87,64	175,12	14,41	0,00
Estação + vb_alt_agua	-87,64	175,16	14,45	0,00
Estação + vb_cob_total	-87,72	175,27	14,57	0,00
Estação + vb_indi_shan	-87,67	175,31	14,60	0,00
Estação	-87,66	175,32	14,61	0,00

Tabela A22. Resultados da seleção final de modelos para a base de dados BDAC2.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_palha	-80,06	160,11	0,00	0,70
Estação + vari_arro	-80,94	161,89	1,78	0,29
Estação + vb_cob_total	-84,63	169,26	9,15	0,01
Estação + alt_agua	-84,90	169,79	9,69	0,01
Estação + vb_indi_shan	-86,22	172,43	12,33	0,00
Estação + vb_solo_nu	-87,54	175,07	14,97	0,00
Estação + indi_shan	-87,56	175,11	15,00	0,00
Estação + vb_alt_agua	-87,66	175,24	15,14	0,00
Estação + vb_alt_med	-87,63	175,27	15,16	0,00
Estação	-87,66	175,32	15,21	0,00

Anexo 6: Resultados da seleção inicial de modelos das pastagens

Tabela A23. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPP – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + temp_perm	-58,90	117,75	0,00	0,45
Estação + cabe_norm	-59,69	119,37	1,62	0,20
Estação + p_gado	-59,80	119,58	1,83	0,18
Estação	-59,79	119,58	1,83	0,18
Modelo nulo	-74,50	149,00	31,25	0,00

Tabela A24. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPN – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + cabe_norm	-80,61	161,21	0,00	0,46
Estação + p_gado	-81,17	162,32	1,11	0,27
Estação + temp_perm	-81,85	163,69	2,48	0,13
Estação	-81,84	163,69	2,48	0,13
Modelo nulo	-109,02	217,79	56,58	0,00

Tabela A25. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC1 – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + temp_perm	-65,18	130,36	0,00	0,36
Estação + cabe_norm	-65,52	131,04	0,68	0,26
Estação + p_gado	-65,54	131,08	0,72	0,25
Estação	-66,15	132,31	1,95	0,14
Modelo nulo	-84,83	169,65	39,29	0,00

Tabela A26. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC2 – efeito da gestão.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + cabe_norm	-74,47	148,94	0,00	0,46
Estação + p_gado	-75,34	150,68	1,74	0,19
Estação + temp_perm	-75,47	150,94	2,00	0,17
Estação	-75,47	150,94	2,01	0,17
Modelo nulo	-98,93	197,78	48,84	0,00

Tabela A27. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPP – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-52,46	104,92	0,00	0,99
Estação + palha	-58,38	116,75	11,83	0,00
Estação + cob_total	-58,97	117,84	12,92	0,00
Estação + alt_med	-59,39	118,72	13,80	0,00
Estação + indi_shan	-59,76	119,52	14,6	0,00
Estação + dejetos	-59,80	119,55	14,63	0,00
Estação	-59,79	119,58	14,66	0,00
Modelo nulo	-74,50	149,00	44,08	0,00

Tabela A28. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPN – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-78,67	157,33	0,00	0,56
Estação + dejetos	-79,26	158,52	1,19	0,31
Estação + palha	-81,26	162,51	5,18	0,04
Estação + indi_shan	-81,77	163,53	6,20	0,03
Estação + alt_med	-81,77	163,54	6,20	0,02
Estação + cob_total	-81,84	163,69	6,35	0,02
Estação	-81,84	163,69	6,35	0,02
Modelo nulo	-109,02	217,79	60,46	0,00

Tabela A29. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC1 – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-60,08	120,13	0,00	0,92
Estação + palha	-62,87	125,73	5,60	0,06
Estação + cob_total	-64,73	129,47	9,34	0,01
Estação + alt_med	-65,50	131,00	10,87	0,00
Estação + dejetos	-66,15	132,31	12,18	0,00
Estação + indi_shan	-66,15	132,31	12,18	0,00
Estação	-66,15	132,31	12,18	0,00
Modelo nulo	-84,83	169,65	49,52	0,00

Tabela A30. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC2 – efeito da matriz.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-71,67	143,33	0,00	0,67
Estação + dejetos	-72,67	145,33	2,00	0,25
Estação + palha	-75,11	150,23	6,90	0,02
Estação + alt_med	-75,40	150,81	7,48	0,02
Estação + indi_shan	-75,43	150,87	7,54	0,02
Estação + cob_total	-75,46	150,93	7,60	0,02
Estação	-75,47	150,94	7,61	0,01
Modelo nulo	-98,93	197,78	54,45	0,00

Tabela A31. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPP – efeito da vala interior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vi_cob_total	-57,97	115,83	0,00	0,37
Estação + vi_solo_nu	-58,45	116,86	1,03	0,22
Estação + vi_palha	-59,34	118,64	2,81	0,09
Estação + vi_indi_shan	-59,62	119,20	3,36	0,07
Estação + vi_alt_med	-59,68	119,29	3,45	0,07
Estação + vi_dejetos	-59,70	119,39	3,55	0,06
Estação + vi_alt_agua	-59,77	119,54	3,70	0,06
Estação	-59,79	119,58	3,74	0,06
Modelo nulo	-74,50	149,00	33,16	0,00

Tabela A32. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPN – efeito da vala interior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vi_indi_shan	-81,18	162,36	0,00	0,19
Estação + vi_dejetos	-81,36	162,71	0,34	0,16
Estação + vi_palha	-81,61	163,21	0,85	0,13
Estação + vi_alt_med	-81,70	163,40	1,04	0,11
Estação + vi_solo_nu	-81,73	163,47	1,10	0,11
Estação + vi_cob_total	-81,84	163,68	1,32	0,10
Estação + vi_alt_agua	-81,84	163,68	1,32	0,10
Estação	-81,84	163,69	1,32	0,10
Modelo nulo	-109,02	217,79	55,42	0,00

Tabela A33. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC1 – efeito da vala interior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vi_solo_nu	-64,73	129,46	0,00	0,25
Estação + vi_dejetos	-65,17	130,34	0,88	0,16
Estação + vi_palha	-65,19	130,37	0,92	0,16
Estação + vi_alt_agua	-65,47	130,94	1,49	0,12
Estação + vi_cob_total	-65,52	131,04	1,59	0,11
Estação + vi_alt_med	-65,83	131,67	2,21	0,08
Estação + vi_indi_shan	-66,01	132,01	2,56	0,07
Estação	-66,15	132,31	2,85	0,06
Modelo nulo	-84,83	169,65	40,19	0,00

Tabela A34. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC2 – efeito da vala interior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vi_indi_shan	-74,85	149,7	0,00	0,18
Estação + vi_alt_med	-75,05	150,11	0,41	0,15
Estação + vi_solo_nu	-75,06	150,12	0,42	0,14
Estação + vi_palha	-75,15	150,29	0,59	0,13
Estação + vi_alt_agua	-75,32	150,63	0,93	0,11
Estação + vi_dejetos	-75,44	150,89	1,19	0,10
Estação + vi_cob_total	-75,47	150,93	1,23	0,10
Estação	-75,47	150,94	1,24	0,10
Modelo nulo	-98,93	197,78	48,08	0,00

Tabela A35. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPP – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_alt_agua	-57,07	114,06	0,00	0,51
Estação + vb_indi_shan	-57,99	115,82	1,76	0,21
Estação + vb_alt_med	-58,90	117,70	3,64	0,08
Estação + vb_solo_nu	-58,92	117,81	3,75	0,08
Estação + vb_palha	-59,52	118,99	4,93	0,04
Estação + vb_cob_total	-59,73	119,41	5,35	0,04
Estação	-59,79	119,58	5,52	0,03
Modelo nulo	-74,50	149,00	34,94	0,00

Tabela A36. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPN – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_solo_nu	-79,8	159,58	0,00	0,49
Estação + vb_alt_agua	-81,04	162,07	2,49	0,14
Estação + vb_alt_med	-81,34	162,68	3,10	0,10
Estação + vb_palha	-81,75	163,48	3,90	0,07
Estação + vb_indi_shan	-81,79	163,56	3,98	0,07
Estação + vb_cob_total	-81,83	163,62	4,04	0,07
Estação	-81,84	163,69	4,10	0,06
Modelo nulo	-109,02	217,79	58,21	0,00

Tabela A37. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC1 – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_solo_nu	-63,5	127,01	0,00	0,61
Estação + vb_indi_shan	-65,13	130,25	3,24	0,12
Estação + vb_alt_med	-65,43	130,86	3,85	0,09
Estação + vb_alt_agua	-66,01	132,02	5,01	0,05
Estação + vb_cob_total	-66,03	132,06	5,05	0,05
Estação + vb_palha	-66,10	132,19	5,18	0,05
Estação	-66,15	132,31	5,30	0,04
Modelo nulo	-84,83	169,65	42,64	0,00

Tabela A38. Resultados da seleção inicial de modelos com a base de dados BDPC2 – efeito da vala exterior.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + vb_alt_agua	-73,45	146,90	0,00	0,43
Estação + vb_alt_med	-74,17	148,34	1,44	0,21
Estação + vb_solo_nu	-74,82	149,63	2,73	0,11
Estação + vb_palha	-75,22	150,45	3,55	0,07
Estação + vb_cob_total	-75,40	150,80	3,90	0,06
Estação + vb_indi_shan	-75,47	150,93	4,03	0,06
Estação	-75,47	150,94	4,04	0,06
Modelo nulo	-98,93	197,78	50,88	0,00

Anexo 7: Resultados da seleção final de modelos das pastagens

Tabela A39. Resultados da seleção final de modelos com a base de dados BDPP.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-52,46	104,92	0,00	0,97
Estação + vb_alt_agua	-57,07	114,06	9,14	0,01
Estação + vi_cob_total	-57,97	115,83	10,91	0,00
Estação + vi_solo_nu	-58,45	116,86	11,94	0,00
Estação + temp_perm	-58,9	117,75	12,83	0,00
Estação + vb_solo_nu	-58,92	117,81	12,89	0,00
Estação + vi_palha	-59,34	118,64	13,72	0,00
Estação + vi_indi_shan	-59,62	119,20	14,28	0,00
Estação + vi_alt_med	-59,68	119,29	14,37	0,00
Estação + cabe_norm	-59,69	119,37	14,45	0,00
Estação + vi_dejetos	-59,70	119,39	14,47	0,00
Estação + vi_alt_agua	-59,77	119,54	14,62	0,00
Estação + dejetos	-59,80	119,55	14,63	0,00
Estação + p_gado	-59,80	119,58	14,66	0,00
Estação	-59,79	119,58	14,66	0,00

Tabela A40. Resultados da seleção final de modelos com a base de dados BDPN.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-78,67	157,33	0,00	0,38
Estação + dejetos	-79,26	158,52	1,19	0,21
Estação + vb_solo_nu	-79,80	159,58	2,25	0,12
Estação + cabe_norm	-80,61	161,21	3,88	0,05
Estação + vb_alt_agua	-81,04	162,07	4,74	0,04
Estação + p_gado	-81,17	162,32	4,99	0,03
Estação + vi_indi_shan	-81,18	162,36	5,03	0,03
Estação + vi_dejetos	-81,36	162,71	5,38	0,03
Estação + vi_palha	-81,61	163,21	5,88	0,02
Estação + vi_alt_med	-81,70	163,40	6,07	0,02
Estação + vi_solo_nu	-81,73	163,47	6,14	0,02
Estação + vi_alt_agua	-81,84	163,68	6,35	0,02
Estação + vi_cob_total	-81,84	163,68	6,35	0,02
Estação + temp_perm	-81,85	163,69	6,35	0,02
Estação	-81,84	163,69	6,35	0,02

Tabela A41. Resultados da seleção final de modelos com a base de dados BDPC1.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-60,08	120,13	0,00	0,92
Estação + vb_solo_nu	-63,50	127,01	6,88	0,03
Estação + vi_solo_nu	-64,73	129,46	9,33	0,01
Estação + vi_dejetos	-65,17	130,34	10,21	0,01
Estação + temp_perm	-65,18	130,36	10,23	0,01
Estação + vi_palha	-65,19	130,37	10,24	0,01
Estação + vi_alt_agua	-65,47	130,94	10,81	0,00
Estação + cabe_norm	-65,52	131,04	10,91	0,00
Estação + vi_cob_total	-65,52	131,04	10,91	0,00
Estação + p_gado	-65,54	131,08	10,95	0,00
Estação + vi_alt_med	-65,83	131,67	11,54	0,00
Estação + vi_indi_shan	-66,01	132,01	11,88	0,00
Estação + vb_alt_agua	-66,01	132,02	11,89	0,00
Estação + dejetos	-66,15	132,31	12,18	0,00
Estação	-66,15	132,31	12,18	0,00

Tabela A42. Resultados da seleção final de modelos com a base de dados BDPC2.

Modelo	LogLik	QIC	ΔQIC	Weight
Estação + solo_nu	-71,67	143,33	0,00	0,52
Estação + dejetos	-72,67	145,33	2,00	0,19
Estação + vb_alt_agua	-73,45	146,90	3,57	0,09
Estação + cabe_norm	-74,47	148,94	5,61	0,03
Estação + vb_solo_nu	-74,82	149,63	6,30	0,02
Estação + vi_indi_shan	-74,85	149,70	6,37	0,02
Estação + vi_alt_med	-75,05	150,11	6,78	0,02
Estação + vi_solo_nu	-75,06	150,12	6,79	0,02
Estação + vi_palha	-75,15	150,29	6,96	0,02
Estação + vi_alt_agua	-75,32	150,63	7,30	0,01
Estação + p_gado	-75,34	150,68	7,34	0,01
Estação + vi_dejetos	-75,44	150,89	7,56	0,01
Estação + vi_cob_total	-75,47	150,93	7,60	0,01
Estação + temp_perm	-75,47	150,94	7,61	0,01
Estação	-75,47	150,94	7,61	0,01