

Universidade de Lisboa  
Faculdade de Ciências  
Departamento de Biologia Animal



# Influência do pastoreio nas aves do Montado

Marta Sofia Serra Acácio

Dissertação

Mestrado em Biologia da Conservação

2012

Universidade de Lisboa  
Faculdade de Ciências  
Departamento de Biologia Animal



# Influência do pastoreio nas aves do Montado

Marta Sofia Serra Acácio

Dissertação orientada pelo Prof. Doutor Jorge Palmeirim (DBA/CBA)

Mestrado em Biologia da Conservação

2012

## Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todos que, de uma forma ou outra, permitiram a realização desta tese. Gostaria de agradecer em particular:

Ao meu orientador, Prof. Doutor Jorge Palmeirim, por todo o apoio científico e por toda a inspiração que me proporcionou. Obrigada por ter tornado o desafio de construir vedações eléctricas um processo divertido. Obrigada também pelos momentos menos divertidos (mas não menos importantes!) na faculdade, a tirar-me dúvidas existenciais e a colocar-me outras. Aprendi muito, sobre muito mais que apenas biologia.

À Herdade do Freixo do Meio, em particular ao Eng. Alfredo Cunhal, por cederem os terrenos para podermos dar largas à criatividade científica e por nos ajudarem na movimentação de ovelhas e outros pormenores técnicos que nós não conseguimos dominar, apesar das nossas tentativas.

À Ana Rainho e ao Christoph Meyer, pelo esforço e tempo despendido na construção e manutenção dos talhões e das *pitfalls*. Um agradecimento especial à Ana Rainho, por toda a sua paciência para as minhas dúvidas e problemas sem fim. Também à Paula pela ajuda e companhia no campo. À Ana Leal, por toda a ajuda com as aves, insectos e pelos seus bons conselhos. E claro, ao Ricardo Correia, por ter uma paciência de santo para as minhas dúvidas existenciais. Obrigada por me teres introduzido ao mundo dos cantos e obrigada por toda a ajuda, amizade e conselhos sábios que me ofereceste nos últimos anos.

A todas as pessoas que se voluntariaram, ao longo dos dois anos, para irem ajudar a montar e desmontar armadilhas ou a contar passarinhos.

Ao Faísca e ao Diogo Oliveira por embelezarem a minha tese com as suas magníficas fotografias.

Ao pessoal da FCUL, que mesmo eu ficando um ano para trás, me deram o seu apoio e me incentivaram a “despachar isso, pá!”. Um especial agradecimento ao Francisco, que para além disso, e apesar da sua teimosia, disponibilizou parte do seu tempo para me ajudar no campo. Quero também agradecer à Raquel, com quem partilhei muitas manhãs, tardes e noites no laboratório. Muito obrigada ao “pessoal dos lanches”, principalmente à Adriana, Bruno, Francisco, André, Ana e Ninda, por aquela meia hora de lanche, conversas e parvoíces que ajudam a enfrentar o resto do dia de trabalho.

Ao “gang da tes...e”, Tiago e Pedro, por nos termos incentivado a trabalhar (e a cozinhar) nestas longas e quentes noites de verão. Obrigada Tiago, pelas conversas diárias que me mantêm animada e motivada durante o dia. Ao resto do pessoal do Museu, principalmente à Margarida e ao Chris, que sempre me incentivaram e, mais importante ainda, desincentivaram de trabalhar. Obrigada por me tirarem da faculdade de vez em quando, para eu continuar a acreditar que existe vida lá fora.

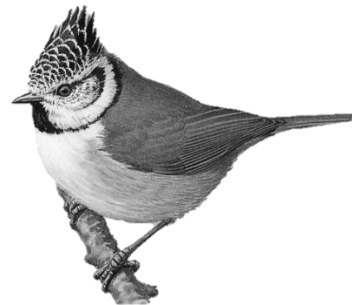
À Soraia, Nuno, Joana e Mafalda, porque sem vocês eu não seria a mesma pessoa. Obrigada pela vossa amizade constante ao longo dos anos e por me ouvirem desabafar quando tudo corria mal.

À minha família.

Aos meus pais, que sempre me incentivaram a seguir os meus sonhos e sempre me ajudaram a concretizá-los. Não estaria aqui sem vocês (literalmente!).

À minha avó Alda e à sua (mágica) máquina de costura. Muito obrigada por todas as tardes que, com a tua paciência infinita, me ensinaste a coser as armadilhas. Não ficaram perfeitas, mas deixa lá, “não é nariz de santo”.

Por último (but definitely not least), à minha irmã, a minha melhor amiga. Obrigada por fazeres com que aquilo que eu digo soe sempre melhor. E obrigada por estares cá todos os dias da minha vida e por seres a minha maior fonte de inspiração.



# Resumo

O montado é um sistema agro-silvo-pastoril que cobre cerca de 4 milhões de hectares na Península Ibérica e é o tipo de uso do solo mais importante no sul de Portugal. O coberto arbóreo é dominado por azinheiras (*Quercus rotundifolia*) e/ou sobreiros (*Quercus suber*) e a sua gestão tradicional baseia-se na agricultura extensiva e pecuária.

Contudo, as práticas de gestão estão a mudar e, por isso, é crucial perceber como é que estas influenciam o montado e a sua avifauna, particularmente as espécies que se alimentam no solo. Os objectivos deste estudo são: (i) identificar as características do microhabitat que determinam a utilização por aves de locais de alimentação no solo; (ii) determinar o papel do pastoreio na definição dessas características; (iii) avaliar a influência do pastoreio na abundância de aves em alimentação no solo, e (iv) propor medidas de gestão do pastoreio no montado, de forma a preservar a diversidade de aves.

Analisámos qual o efeito de três níveis de pastoreio por ovelhas – ausência, baixa e alta intensidade – nas aves que se alimentam no solo em 12 talhões. Efectuámos transectos de contagem de aves em alimentação no solo e utilizámos modelos lineares generalizados mistos para comparar as suas abundâncias nos vários talhões. Localizámos com precisão os locais de alimentação das aves e caracterizámo-los (altura da vegetação, número de invertebrados, excrementos e bolotas, e percentagens de solo nu, solo revolvido e folhas mortas). Utilizámos modelos logísticos condicionais para determinar quais as características seleccionadas pelas aves.

Os resultados mostram que o pastoreio influencia o habitat ao nível do solo e os locais onde as aves se alimentam. Todas as espécies de aves alimentaram-se em locais em que a altura de vegetação era menor que a média e a maioria preferiu locais com maior abundância de invertebrados. Contudo, diferentes espécies tendem a alimentar-se em intensidades de pastoreio distintas e, por isso, é necessário manter um mosaico de regimes de pastoreio, para garantir a diversidade de aves e a sua integração com as actividades humanas do montado.

Palavras-chave: Montado; avifauna; pastoreio; conservação; gestão.

# Abstract

*Montado* is an agro-silvo-pastoral system that covers about 4 million hectares of the Iberian Peninsula and is the most important land cover in southern Portugal. The tree cover is dominated by holm oaks (*Quercus rotundifolia*) and/or cork oaks (*Quercus suber*), and its traditional management involves low intensity agriculture and livestock grazing.

Management practices are changing, so it is crucial to understand how they affect *montado* and its rich bird community, and in particular ground-foraging species. The objectives of our study were to (i) identify the characteristics of the sites chosen by ground-foraging birds; (ii) determine how grazing influences those characteristics; (iii) evaluate the effect of grazing on the abundance of ground-feeding birds, and (iv) propose grazing management strategies to preserve bird diversity in *montado*.

We evaluated the effect of three levels of sheep grazing – no grazing, light and intensive grazing – on birds foraging activity in 12 fenced plots. We did transects to count foraging birds in those plots, and used generalized linear mixed models to compare abundances in the three grazing levels. In addition, we located with precision the sites where birds were observed feeding on the ground and characterized them (vegetation height, abundance of invertebrates, dung and acorns, percentage of bare ground, revolved soil and dead leaves). We used conditional logit models to determine which characteristics are preferred by feeding birds.

The results demonstrated that grazing influences the characteristics of the ground level habitat and influences where birds forage. All ground-foraging bird species fed mostly where grassy vegetation height was lower than average and most preferred sites with higher invertebrate abundance. However, different species tend to choose different grazing intensities to forage. Therefore, it is important to maintain a mosaic of grazing regimes, to assure bird diversity and its integration with human activities in *montado*.

Keywords: *Montado*; birds; grazing; conservation; management

# Índice

Agradecimentos .....	iii
Resumo .....	v
Abstract.....	vi
Introdução.....	1
O pastoreio nos sistemas mediterrânicos .....	1
O montado.....	3
O pastoreio e as aves .....	5
Objectivos .....	7
Materiais e Métodos .....	8
Área de Estudo .....	8
Efeito do pastoreio na estrutura do habitat.....	10
Caracterização de locais de alimentação das aves no solo.....	12
Efeito do pastoreio na utilização do solo pelas aves .....	14
Resultados.....	16
Efeito do pastoreio na estrutura do habitat.....	16
Caracterização de locais de alimentação das aves no solo.....	18
Efeito do pastoreio na utilização do solo pelas aves .....	22
Discussão .....	24
Influência do pastoreio na estruturação do habitat.....	24
Caracterização do uso do solo pelas aves .....	26
Efeito do pastoreio na utilização do solo pelas aves .....	29
Importância para a gestão e conservação .....	32
Limitações do estudo e trabalhos futuros.....	33
Considerações finais .....	35
Referências bibliográficas .....	36
Anexos.....	44

# Índice de figuras

Figura 1 - Localização dos talhões experimentais na Herdade do Freixo do Meio.....	9
Figura 2 - Exemplo de localização das armadilhas de queda dentro de cada talhão experimental. ....	11
Figura 3 - Altura média da vegetação herbácea (cm), número de excrementos e bolotas, número de invertebrados por armadilha de queda, e percentagens de cobertura de solo nu, solo revolvido e folhas mortas nos talhões com diferentes intensidades de pastoreio ( $\pm$ intervalo de confiança a 95%).....	16
Figura 4 - Representação gráfica da variância da altura de vegetação calculada através de três blocos (3TLQV).....	17
Figura 5 - Espécies utilizadas para estudar a influência do pastoreio nas aves do montado. ....	18
Figura 6 - Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA), que ordena os locais de alimentação das diferentes espécies aves relativamente às variáveis ambientais aí medidas. ....	21
Figura 7 - Número de indivíduos observados por transecto ( $\pm$ intervalo de confiança a 95%) nos talhões com diferentes intensidades de pastoreio (ausência, baixa e alta intensidade de pastoreio). ....	22



# Índice de tabelas

Tabela 1 - Variáveis amostradas nos locais de alimentação e nos locais controlo.....	19
Tabela 2 - Resultado dos modelos condicionais logísticos que relaciona os locais de alimentação seleccionados pelas aves com as suas características ambientais .....	20
Tabela 3 - Disponibilidade de áreas consideradas mais adequadas (com base na altura da vegetação) para alimentação de cada espécie de ave nos talhões com três níveis de intensidade de pastoreio.....	23

# Introdução

---

## *O pastoreio nos sistemas mediterrânicos*

A bacia do Mediterrâneo é uma área geográfica única e excepcionalmente rica em diversidade biológica devido à sua localização biogeográfica, à sua geologia, ecologia e história (Blondel & Aronson 2004) tendo sido reconhecida como um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo (Myers *et al.* 2000). Apesar dos ecossistemas do Mediterrâneo serem considerados recentes, uma vez que o clima mediterrânico é também relativamente novo, são constituídos por espécies originárias de quase todas as regiões biogeográficas do mundo, resultantes das vagas de imigração e extinções que ocorreram ao longo da história (Blondel & Aronson 2004).

No Plistocénico Superior, as comunidades de grandes herbívoros do Mediterrâneo eram constituídas por elementos das famílias Bovidae (como os auroques *Bos primigenius*<sup>1</sup>, cabra do Gerês *Capra pyrenaica* e camurça *Rupicapra rupicapra*), Cervidae (veado *Cervus elaphus*, gamo *Dama dama* e corço *Capreolus capreolus*), Elephantidae (mamute *Mammuthus primigenius*), da família Equidae (como o cavalo selvagem *Equus caballus*), Hippopotamidae (*Hippopotamus incognitus*), e ainda da família Rhinocerotidae (*Dicerorhinus hemitoechus*) (Cardoso 1993). O pastoreio efectuado por estes animais desempenhava um papel de elevada relevância na dinâmica dos ecossistemas, mantendo as florestas com áreas abertas livres de vegetação, quase como savanas (Bradshaw & Mitchell 1999; Vera 2000; Bradshaw *et al.* 2003). Na verdade, muitos autores consideram que os herbívoros são responsáveis por uma grande parte da composição e estrutura da vegetação (Bradshaw *et al.* 2003) e que acabam por modelar as características do habitat e o ciclo de vida de outras espécies através da força selectiva de interacções inter-específicas (Zimov *et al.* 1995; Pykälä 2000; Bakker *et al.* 2004). Contudo, outros autores como Mitchell (2005) argumentam que os ungulados não seriam capazes, por si só, de criar zonas abertas na floresta. Os responsáveis pelas zonas abertas seriam então o fogo, que provocaria a queda de árvores, sendo os herbívoros, conseqüentemente, responsáveis pela manutenção dessas áreas através da elevada pressão de pastoreio.

---

<sup>1</sup> Nomenclatura adoptada por Cardoso (1993).

Porém, no fim do Plistocénico ocorreram grandes alterações nos ecossistemas que determinaram o desaparecimento dos grandes mamíferos. Neste período, as alterações climáticas juntamente com o aumento da exploração humana provocaram uma extinção em massa dos grandes herbívoros no mediterrâneo e muitos acabaram por desaparecer da Europa (Barnosky *et al.* 2004, Blondel & Aronson 2004, Burney & Flannery 2005). Actualmente, a megafauna de mamíferos concentra-se sobretudo em África e na Ásia, encontrando-se, no entanto, na sua maioria, ameaçada de extinção (Donlan *et al.* 2006, Koch & Barnosky 2006).

Contudo, o gado doméstico veio tomar o lugar das espécies de grandes herbívoros, incluindo nalguns casos o dos seus ancestrais selvagens. Assim, as florestas temperadas e as pastagens com carvalhos continuaram a ser pastoreadas, apesar da extinção da maioria da fauna original (Bakker *et al.* 2004). O gado veio ainda substituir os grandes herbívoros originais noutras tarefas ecológicas, como na dispersão de sementes (Fischer *et al.* 1996).

Actualmente, nos sistemas mediterrânicos, embora ainda persista o pastoreio efectuado por mamíferos selvagens, como o veado *Cervus elaphus*, corço *Capreolus capreolus*, gamo *Dama dama* e javali *Sus scrofa* (MacDonald & Barrett 1993) o gado, possui um papel determinante na manutenção das características do habitat. Em Portugal o tipo de gado mais abundante é o gado ovino, seguido do suíno, bovino, caprino e, por último, equídeo (Instituto Nacional de Estatística, 2011).

O gado doméstico pode ser considerado como uma analogia moderna da fauna original dos ecossistemas mediterrânicos, uma vez que existem grandes semelhanças entre as preferências alimentares do gado e da megafauna original: o gado bovino, os cavalos e os porcos são versões domesticadas dos auroques, cavalos selvagens e javalis, respectivamente. Por outro lado, as cabras e as ovelhas possuem uma dieta semelhante às dietas dos veados e corços, e dos auroques e cavalos selvagens, respectivamente (Vera 2000). Assim sendo, em termos de preferências alimentares, a fauna selvagem não difere essencialmente do gado, que foi introduzido pelos humanos no oeste da Europa. Neste sentido, o pastoreio não é um fenómeno novo para a vegetação europeia (Vera 2000) e esta já se encontra adaptada a este regime, o que poderá facilitar a promoção de políticas agro-pecuárias sustentáveis na Europa (Eichhorn *et al.* 2006).

## ***O montado***

Os primeiros indícios de uma gestão agro-florestal na Europa remontam a 2500 b.C., num sistema possivelmente semelhante aos montados actuais, com os carvalhos dispersos e com vegetação herbácea (Eichhorn *et al.* 2006). O montado (ou *dehesa* em espanhol) é um sistema agro-silvo-pastoril exclusivo da bacia do Mediterrâneo (Diáz *et al.* 1997) e, de acordo com Olea & Miguel-Ayán 2006, este sistema cobre cerca de 4 milhões de hectares na Península Ibérica. Em Portugal cobre uma área total de cerca de 800 mil hectares, dos quais 730 mil são localizados na região do Alentejo (Pinto-Correia *et al.* 2011).

O montado é dominado por sobreiros *Quercus suber* e azinheiras *Quercus rotundifolia* podendo incluir também, embora com menor frequência, outras espécies arbóreas, como o pinheiro-bravo *Pinus pinaster* e pinheiro-manso *Pinus pinea* (Bugalho *et al.* 2011). Este sistema apresenta uma baixa densidade arbórea (em geral 30 a 60 árvores por hectare) e possui, como sub-coberto, pastagens, campos agrícolas ou matos (Diáz *et al.* 1997, Pereira & Fonseca 2006, Bugalho *et al.* 2011). O montado possivelmente resultou da remoção de carvalhos e de outras árvores, para a plantação de sobreiros e azinheiras (Plieninger *et al.* 2003). Esta intervenção e selecção gradual do Homem sobre as florestas Mediterrânicas originais (Diáz *et al.* 1997) possibilitaram a adaptação de muita da biodiversidade existente no montado às medidas de gestão aí praticadas.

Esta gestão tradicional do montado permite a manutenção de altos níveis de biodiversidade (Plieninger & Wilbrand 2001). Isto reflecte-se, por um lado no elevado número de borboletas que o montado sustenta (Diáz *et al.* 1997), e, por outro lado, na diversidade de plantas (cerca de 60 a 100 espécies por 0.1 ha, segundo Pinto-Correia *et al.* 2011) e passeriformes (Tellería 2001). O montado é também habitat de espécies ameaçadas, como o lince-ibérico *Lynx pardinus*, o rato-de-Cabrera *Microtus cabrerae*, a águia-imperial-ibérica *Aquila adalberti*, o abutre-preto *Aegypius monachus*, entre outros. Para além disso, é também um habitat crucial para muitas espécies de aves invernantes, como os grou *Grus grus*, as petinhas-do-prado *Anthus pratensis*, tordo-comum *Turdus philomelos* e os pombos-torcaz *Columba palumbus* (Diáz *et al.* 1997, Pinto-Correia *et al.* 2011).

O montado encontra-se incluído no anexo I da Directiva *Habitats* e é considerado pela Agência Europeia do Ambiente como um Sistema Agrícola de Alto Valor Natural (Pinto-Correia *et al.* 2011), por ser responsável por diversos serviços ambientais, não só em termos de diversidade e estabilidade ambiental (relativamente à erosão, clima, nutrientes e fogos), mas também em termos culturais, de lazer e turismo (Olea & Miguel-Ayanz 2006).

Para além da sua importância ecológica, o montado possui uma elevada importância económica. Tradicionalmente, este sistema tem sido explorado com o objectivo de obter variados produtos, desde madeira, cortiça, carvão vegetal, cereais, até carne e outros produtos provenientes do gado. Deste modo, o montado encontra-se sujeito à influência de factores económicos, que se reflectem em alterações no seu sistema de exploração (Díaz *et al.* 1997). Assim, desde o fim dos anos 50, tem-se vindo a verificar a intensificação da gestão do montado com o objectivo de aumentar os lucros (Gaspar *et al.* 2007), nomeadamente no que diz respeito ao pastoreio.

O pastoreio é frequentemente a principal fonte de rendimento do montado (Olea & Miguel-Ayanz 2006), tendo sofrido alterações no seu modo de gestão desde os anos 50. Após a entrada de Portugal na União Europeia, a produção agrícola e pecuária passou a ser em grande parte controlada pelos subsídios atribuídos pela mesma, tendo por isso um grande impacto na gestão dos sistemas agro-florestais. Após a entrada em vigor da Política Agrícola Comum de 1992 o pastoreio no montado foi intensificado, uma vez que essa reforma atribuía subsídios por cabeça de gado, favorecendo maiores intensidades de pastoreio para uma mesma área. Contudo, por motivos de segurança alimentar e protecção do ambiente, em 2003 entrou em vigor uma nova Política Agrícola Comum, cujo subsídio passou a ser atribuído por exploração (Regime de Pagamento Único). Esta nova reforma veio também influenciar a gestão do montado, pois os cortes relativamente ao subsídio anterior poderão determinar a alteração do sistema de produção pelos agricultores para outros tipos de gado mais rentáveis. Estes cortes dos subsídios poderão ainda promover, em última análise, o abandono da prática caso esta não seja suficientemente rentável para o produtor (Gaspar *et al.* 2007, Gaspar *et al.* 2008, Bugalho *et al.* 2011).

A importância do montado para a biodiversidade é consequência da sua gestão extensiva, sendo importante a existência de um equilíbrio entre a produção e a conservação da Natureza. Na realidade, a gestão do montado deveria ser encarada em

grande parte como uma ferramenta de conservação (Olea & Miguel-Ayanz 2006). Assim, é necessário conhecer quais os impactes, neste caso, do pastoreio no sistema para que as medidas de gestão sejam adequadas à conservação da biodiversidade. Uma vez que esta prática actua principalmente ao nível do sub-coberto, poderá ter um grande impacto no sistema. As aves são um grupo conspícuo, de fácil identificação e são sensíveis às alterações no sub-coberto provocado pelo pastoreio (Vickery *et al.* 2001), pelo que são um grupo óptimo para analisar o impacto do pastoreio no montado.

### ***O pastoreio e as aves***

A produção extensiva de gado é, juntamente com a extracção de cortiça, o produto directo mais importante do montado, sendo também fundamental para a criação e manutenção das pastagens. O pastoreio surge, neste sentido, como uma ferramenta potencialmente importante para a preservação do montado e da sua biodiversidade. Contudo, a actividade pecuária tem um grande impacto no sistema e deve ser compatível com a presença e regeneração da vegetação (Olea & Miguel-Ayanz 2006).

Com o corte da vegetação, pisoteio e deposição de excrementos e urina por parte do gado, a altura média da vegetação acaba por diminuir (Vickery *et al.* 2001). No caso das ovelhas o pastoreio pode originar padrões a diferentes escalas, com alteração na altura da vegetação, mas também a alteração das espécies que a constituem, uma vez que as ovelhas seleccionam as espécies de plantas que consomem (Bakker *et al.* 1984). Essa selecção tem consequências não só na distribuição de nutrientes (Turner 1989), mas também na diversidade de consumidores, como os insectos (Dennis *et al.* 1998), mamíferos e aves (Grant *et al.* 1982, Bock *et al.* 1984). Contudo, a heterogeneidade espacial da vegetação pode aumentar ou diminuir, consoante a variação natural do ambiente e a pressão do pastoreio. Conhecer a resposta da vegetação ao pastoreio num determinado ecossistema é, desta forma, essencial para que as decisões de gestão sejam adequadas ao mesmo (Adler *et al.* 2001).

Ao repetidamente cortar a vegetação ainda por florir, o pastoreio pode causar extinções locais ao nível da vegetação, acabando também por eliminar um número significativo de invertebrados (Vickery *et al.* 2001). Contudo, não existe unanimidade relativamente ao efeito do pastoreio nas presas das aves insectívoras, uma vez que essa resposta também parece depender dos grupos taxonómicos analisados. O pastoreio

intensivo parece ser prejudicial para invertebrados ortópteros (Batáry *et al.* 2007), aranhas (Gibson *et al.* 1992), coleópteros (Kruess & Tschardt 2002) e borboletas noturnas (Littlewood 2008). Contudo, a presença do gado encontra-se também associada a uma grande densidade de excrementos que, por sua vez, são o recurso alimentar dos artrópodes coprófagos. Assim, estes invertebrados parecem ser beneficiados com a presença do gado (Lobo *et al.* 2006), bem como algumas aves que também se alimentam nos ou ao redor dos excrementos, como a andorinha-das-chaminés *Hirundo rustica* (Buckingham & Peach 2005) e as aves da família Motacillidae, Turdidae e Corvidae (Vickery *et al.* 2001).

Para as aves a aquisição de alimento é um dos factores predominantes na utilização que estas fazem do espaço, particularmente durante o Inverno. A selecção dos locais de alimentação ocorre a dois níveis: primeiro a um nível mais geral, em que uma determinada área é escolhida e só posteriormente é que o local de alimentação é seleccionado a uma micro-escala (Hutto 1985).

Já as implicações temporais dos requisitos das aves na escolha do local de alimentação podem ser divididas em duas fases: a fase de produção, quando o alimento é produzido, e a fase de exploração, quando o alimento fica disponível para as aves. Quando comparando com as aves que se alimentam na vegetação, para as aves que se alimentam dos invertebrados do solo a fase de produção é normalmente menos dependente da gestão da vegetação (Buckingham & Peach 2005). Contudo, nas situações em que a vegetação é demasiado baixa ou inexistente, não existem invertebrados em abundância suficiente para manter essas populações de aves. Porém, permitir a existência de uma fase de produção é essencial não só para as aves que se alimentam dos invertebrados do solo, mas principalmente para que dependem dos artrópodes da vegetação e para as aves granívoras, visto que necessitam de sementes, bem como de um elevado número de invertebrados para conseguirem criar as suas crias (Evans *et al.* 1997).

Contudo, a fase de exploração pode não durar muito tempo, uma vez que é determinada pelo período existente entre o inverno, com o solo disponível, e a primavera em que existe um crescimento bastante rápido da vegetação, impedindo posteriormente o acesso ao solo e também aos artrópodes da vegetação, devido à dificuldade de locomoção das aves nesses locais (Buckingham *et al.* 2006). Desta forma, é essencial conservar a heterogeneidade espacial do local, de modo a garantir o

fornecimento contínuo de zonas de alimentação, especialmente durante as épocas de criação das aves (Buckingham & Peach 2005). O pastoreio efectuado pelo gado, ao actuar no estrato herbáceo, poderá originar padrões na vegetação que aumentem a heterogeneidade do local e, com isso, aumentar a diversidade de locais de alimentação para as aves.

Neste sentido, o pastoreio, por ser uma prática de elevada importância económica, pelas suas potenciais consequências para a biodiversidade, em particular para as aves, e pela tendência actual do aumento da sua intensidade, torna-se num importante objecto de estudo. É então necessário que a intensidade do pastoreio seja controlada, de modo a garantir que os interesses económicos e ecológicos do montado sejam conservados.

### ***Objectivos***

O pastoreio tem moldado a paisagem mediterrânica desde há milhares de anos (Bakker *et al.* 2004). A forma como esta actividade condiciona os sistemas naturais tem, por isso, sido alvo de numerosos estudos (e.g. Söderström *et al.* 2001, Watkinson & Ormerod 2001, Báldi *et al.* 2005). No entanto, em áreas de montado o conhecimento é ainda escasso, não permitindo assegurar uma gestão que optimize a salvaguarda da biodiversidade deste sistema. Neste contexto, o objectivo global deste trabalho é contribuir para o conhecimento dos efeitos do pastoreio sobre a diversidade de aves do montado. Mais especificamente, pretendemos: (i) identificar as características que condicionam as aves na escolha de locais de alimentação no solo; (ii) determinar o papel do pastoreio na definição dessas características; (iii) avaliar a influência do pastoreio na abundância de aves em alimentação no solo, e (iv) propor medidas de gestão do pastoreio no montado, de forma a compatibilizar esta actividade económica com a preservação da diversidade de aves deste habitat.



# Materiais e Métodos

---

## *Área de Estudo*

O estudo foi realizado na Herdade do Freixo do Meio (38<sup>o</sup> 42' 12.71"N, -8<sup>o</sup> 19' 29.14W), uma herdade totalmente convertida ao modo de produção biológico desde 2001. Esta herdade localiza-se em Montemor-o-Novo, no distrito de Évora, a cerca de 100 km a este de Lisboa e possui no total uma área de cerca de 650 ha. As actividades económicas da Herdade prendem-se com a produção de uma elevada variedade de produtos vegetais e cortiça, sendo que a principal fonte de rendimento é a criação de gado bovino, ovino, caprino e suíno de raças autóctones, para a produção de carne e derivados.

O clima da região é Mediterrânico, nos meses de Verão com temperaturas máximas que frequentemente ultrapassam os 40°C e no Inverno com temperaturas mínimas a descer abaixo dos 0°C. A temperatura média anual é de 15,4°C, sendo que a média varia entre os 24,1°C em Agosto e os 9,6°C em Janeiro. Já a precipitação é mais elevada durante os meses de Inverno, sendo máxima em Dezembro (95,1mm) e mínima em Julho (4,1mm) (estação meteorológica de Évora, Instituto de Meteorologia, 2010).

A área de estudo caracteriza-se por ser constituída maioritariamente por montado misto, de sobreiro e azinheira, com algumas áreas de mato (com tojo *Ulex* sp. e cistos *Cistus* sp.) e também pequenos olivais (*Olea europae*). O estrato herbáceo é maioritariamente caracterizado pela presença de gramíneas e leguminosas, para produção de cereais e alimentação do gado. A área de estudo é também caracterizada pela presença de afloramentos rochosos pontuais, que permitem o crescimento de silvas *Rubus ulmifolius*, aroeiras *Pistacia lentiscus* e salsaparrilha *Smilax aspera*, entre outros. É ainda de realçar a presença de um curso de água na área de estudo que termina numa pequena albufeira, e que vem também trazer alguma heterogeneidade na fauna e flora, pois permite a presença de vegetação ripícola, bem como a presença de espécies animais menos típicas de ambientes florestais como o montado (como galinhas d'água *Gallinula chloropus*, corvos-marinhos-de-faces-brancas *Phalacrocorax carbo*, entre outros).

Nos meses de Novembro e Dezembro de 2011 procedeu-se à construção de doze talhões experimentais de 2 ha cada (Figura 1), utilizando vedações eléctricas. Os locais escolhidos foram zonas de montado misto sem sub-coberto o mais homogéneos

possível. Para tentar garantir essa homogeneidade foram efectuadas visitas prévias ao local, de modo a verificar a presença de afloramentos rochosos, matos, linhas de água ou zonas de água permanente dentro ou próximo dos talhões. Também foram consultadas as cartas do tipo de solo dos locais, de forma a assegurar que o solo seria do mesmo tipo em todos os talhões experimentais.



Figura 1 - Localização dos talhões experimentais na Herdade do Freixo do Meio, com indicação do nome do replicado (A, B, C e D) e a pressão de pastoreio presente em cada talhão.

Nos talhões foram criadas situações de diferentes intensidades de pastoreio, utilizando ovelhas de raça merino branco e preto. Uma vez que nesta herdade o pastoreio é extensivo (cerca de 0,5 ovelhas por hectare) e que o considerado sustentável por Olea & Miguel-Ayanz 2006 é um valor de 2 a 4 ovelhas por hectare, tentaram-se recriar situações de pastoreio semelhante e superior a esses valores. Assim, dos 12 talhões construídos, 4 foram submetidos a uma alta pressão de pastoreio (cerca de 15 ovelhas/hectare), 4 a uma baixa pressão de pastoreio (cerca de 3 ovelhas/hectare) e 4 áreas permaneceram sem ovelhas. Tentou-se, sempre que possível, manter as áreas com as mesmas intensidades de pastoreio separadas espacialmente.

Com base na proximidade espacial e semelhança na cobertura arbórea (anexo II), foram agrupadas 3 áreas com diferentes intensidades de pastoreio, sendo designadas por replicado A, B, C e D. As áreas de diferentes intensidades de pastoreio serão designadas daqui em diante por “Ausência”, “Baixa” e “Alta”, consoante não existe pastoreio no talhão, existe com uma baixa ou alta intensidade, respectivamente.

## ***Efeito do pastoreio na estrutura do habitat***

Em Fevereiro de 2012, e de forma a caracterizar o efeito do pastoreio nos talhões experimentais, efectuou-se um transecto de 150 metros na diagonal em cada talhão. A cada metro foi contabilizada a altura da vegetação, medindo as ervas médias de cada local com recurso a uma estaca graduada. Para além disso, de cinco em cinco metros foi também calculada a percentagem de cobertura de solo nu, utilizando o método dos quadrados pontuais, isto é, com o auxílio de uma vara metálica verificou-se em 11 pontos separados por 10 centímetros quantos é que tocavam em vegetação (Rainho *et al.* 2010). Repetiu-se o procedimento, no mesmo local, numa direcção perpendicular, de forma a obter uma maior precisão no cálculo da cobertura da vegetação do local, perfazendo um total de 22 pontos por localização. A mesma metodologia foi aplicada no cálculo da área ocupada por folhas mortas. De cinco em cinco metros foi ainda contabilizado o número de excrementos, bolotas e foi efectuada uma estimativa visual da percentagem de solo revolvido, num quadrado de 1 m<sup>2</sup> com o centro no local amostragem.

Para avaliar a influência do pastoreio na disponibilidade de alimento para as aves insectívoras, em cada talhão experimental foram também amostrados os artrópodes do solo. As armadilhas de queda (também designadas por armadilhas de *pitfall*) são um método bastante utilizado para amostrar os artrópodes do solo, uma vez que é um método barato e que resulta em grandes capturas de diferentes grupos (Topping & Suderland 1992; Winder *et al.* 2001; Samways *et al.* 2010). As armadilhas eram constituídas por copos de iogurte de poliestireno com 95mm de diâmetro, e foram colocadas em três grupos de cinco armadilhas de queda em cada talhão (Figura 2), perfazendo um total de 180 armadilhas. Essas cinco armadilhas estavam dispostas de forma a 4 delas formarem um quadrado de cerca de 1 m<sup>2</sup>, com a outra armadilha no centro do quadrado (Winder *et al.* 2001). Durante a colocação das armadilhas de queda evitou-se que estas fossem colocadas debaixo de árvores, para evitar a queda de material vegetal para dentro das mesmas. Também se evitaram os locais com depressões no terreno, com o objectivo de precaver a inundação das armadilhas com a chuva. As armadilhas foram cheias com água com detergente e sal, para diminuir a tensão superficial da água e para conservar os invertebrados, respectivamente.

As armadilhas permaneceram activas duas semanas, de 25 de Janeiro a 8 de Fevereiro de 2012, sendo que ao fim de uma semana o líquido foi trocado e os animais recolhidos para evitar a decomposição dos mesmos. Após a recolha, os invertebrados foram conservados numa mistura de álcool a 70° e glicerina.

A triagem dos invertebrados foi efectuada ao nível da ordem, utilizando uma lupa binocular e guias de identificação (Chinery 1993; Quartau & Carvalho 1998). Para além disso, os invertebrados foram caracterizados consoante o seu tamanho, em intervalos de 2mm. Para avaliar a abundância de presas para as aves foram utilizados apenas os artrópodes maiores de 2 mm e as ordens que foram reconhecidas como sendo as mais importantes para a dieta de algumas espécies de aves (Holland *et al.* 2006): larvas de Coleoptera, Diptera, Lepidoptera e Symphita, pupas de Hymenoptera e adultos de Coleoptera, Hemiptera, Lumbricidae e Orthoptera.



Figura 2 - Exemplo de localização das armadilhas de queda dentro de cada talhão experimental. Cada círculo representa um grupo de 5 armadilhas de queda separadas por 1 metro.

Para comparar as variáveis ambientais entre talhões com diferentes intensidades de pastoreio foi efectuada um Modelo Generalizado Linear Misto (GLMM), com uma distribuição Poisson. Este modelo foi utilizado pois possibilita ter em consideração a variabilidade existente entre os vários talhões com a mesma intensidade de pastoreio ao indicá-los como sendo um factor aleatório. Para além disso, este modelo é indicado para quando não é possível assumir a independência das observações (Buckingham *et al.* 2006; Zuur *et al.* 2009; Arlettaz *et al.* 2011), já que foram efectuadas várias medições no mesmo talhão experimental. Para a caracterização do número de presas de artrópodes

das aves foi utilizado o número de artrópodes por armadilha, uma vez que 5 armadilhas, em dois talhões, foram destruídas por pisoteio. Os modelos foram construídos utilizando o *software* R 2.14.1, com recurso ao pacote *lme4*.

Usando os dados da altura da vegetação de cada talhão amostrados ao longo do transecto foi também possível medir a heterogeneidade da vegetação e avaliar a presença de padrões espaciais na mesma. Para tal utilizou-se a fórmula de variância calculada através de três blocos (*Three term local quadrat variance* - 3TLQV):

$$V_3(b) = \frac{\sum_{i=1}^{n+1-3b} (\sum_{j=i}^{i+b-1} x_j - 2 \sum_{j=i+b}^{i+2b-1} x_j + \sum_{j=i+2b}^{i+3b-1} x_j)^2}{8b(n+1-3b)}$$

em que  $b$  é o tamanho da janela que se vai movendo ao longo da amostra e  $n$  é o tamanho total da amostra (Dale *et al.* 2002). Assim, ao longo do transecto, calcula-se a variância através de uma janela móvel constituída por três blocos. A variância é então o quadrado da soma do 1º e 3º blocos menos o dobro do 2º. O valor final para cada tamanho de janela será a variância média de todas as medições da vegetação. Isto é, caso o tamanho da janela seja 1, soma-se o 1º e o 3º valor de altura da vegetação do transecto e subtrai-se o dobro do 2º valor, elevando tudo ao quadrado. Uma vez que a janela é de tamanho crescente, é possível identificar a escala a que o padrão de vegetação ocorre. Esta análise foi efectuada com recurso ao *software* Excel 2010.

### ***Caracterização de locais de alimentação das aves no solo***

Em Janeiro e Fevereiro de 2012 foram assinalados com precisão os locais de alimentação de diferentes aves, com o objectivo de os caracterizar e testar a existência de selecção desses locais por parte das aves. Para a sua caracterização foram utilizadas diversas variáveis: a altura da vegetação, proporção de solo nu e folhas mortas, percentagem de solo revolvido e a número do número de bolotas e excrementos. Todas estas variáveis foram caracterizadas utilizando as mesmas metodologias atrás descritas para a caracterização dos talhões experimentais. Foi também medida a distância à árvore mais próxima e assinalado se o local se encontrava à sombra ou debaixo da copa de uma árvore. Para além disso foi também caracterizada a abundância de invertebrados

no local de alimentação da ave, utilizando o método de observação directa dos invertebrados, tal como descrito por Samways *et al.* (2010). Este autor sugere que a observação seja efectuada em quadrados de tamanho entre 1x1m e 10x10m, dependendo do objectivo do estudo. Contudo, neste estudo, por haver áreas com diferentes alturas de vegetação e para tentar assegurar a observação de todos os invertebrados presentes, a área de observação foi de 0,5x0,5m. Todos os invertebrados observados foram identificados até à ordem no local.

Após a amostragem do local de alimentação da ave, foram também caracterizados dois locais controlo a 5 metros a Norte e a Sul do local de alimentação utilizando as mesmas metodologias. A amostragem destes locais permitirá obter uma visão geral do habitat disponível e assim verificar se existe selecção dos locais de alimentação das aves.

Os dados de três espécies de chapins (chapim-real *Parus major*, chapim-azul *Cyanistes caeruleus* e chapim-de-poupa *Lophophanes cristatus*) foram agrupados, criando a categoria de “chapins”, uma vez que estas três espécies têm requisitos ambientais e alimentares relativamente semelhantes (Cramp 1998). Para os tentilhões *Fringilla coelebs* não foi analisada a importância da abundância de invertebrados, uma vez que esta espécie é exclusivamente granívora durante o inverno (Cramp 1998).

Para verificar se existe selecção dos locais de alimentação efectuou-se um modelo logístico condicional (*CLogit model*) utilizando as variáveis ambientais medidas (McFadden 1974). Este modelo permite determinar se as diferentes espécies exibem preferências nos seus locais de alimentação, através das variáveis ambientais medidas nesses locais e em locais controlo onde não se alimentaram na altura. Assim também se pretende identificar as variáveis mais importantes na selecção do local de alimentação para cada espécie. Para evitar colineariedade verificou-se se existia correlação entre as variáveis através do coeficiente de Spearman ( $r$ ) e todos os valores com  $r \geq |0,7|$  foram excluídos (Hosmer & Lemeshow 1989). Foram efectuados modelos univariados, mantendo no modelo final todas as variáveis com um *p-value* superior a 0,25. Foi finalmente construído um modelo para cada espécie com as variáveis mantidas e foi utilizado o método de *backward stepwise* para retirar as variáveis menos importantes, com o objectivo de construir o melhor modelo com o menor número de variáveis. O critério utilizado na exclusão de variáveis foi o AIC (*Akaike Information Criteria*) (Akaike 1974). Por último, após se ter o modelo final, verificou-se se existiam

observações influentes através da análise dos resíduos padronizados, dos quais nenhum ultrapassou o valor de 1,96.

Para validar os modelos finais, foram utilizadas curvas ROC (*Receiver Operating Characteristics*), no qual a área debaixo da curva (AUC) indica a precisão do modelo em prever os dados utilizados para criar o modelo. Valores de 0,5 a 0,7 de AUC indicam um modelo com baixa precisão, valores entre 0,7 e 0,9 indicam que o modelo poderá ser útil e valores de  $>0,9$  indicam uma elevada precisão de predição, sendo que o modelo perfeito tem  $AUC=1$  (Swets 1988, Pearce & Ferrier 2000). Os modelos foram construídos utilizando os pacotes *survival* e a validação do modelo foi efectuada com os pacotes *MASS* e *ROCR* do *software R 2.14.1*.

Para avaliar como as variáveis ambientais se relacionam entre si e com as diversas aves, realizou-se também uma Análise de Componentes Principais (PCA) através da matriz de correlação, para permitir que dados medidos em diferentes escalas pudessem ser comparados (James & McCulloch 1990, Donald *et al.* 2001, Siriwardena *et al.* 2001, Buckingham *et al.* 2006). Com esta análise pretendeu-se reduzir o número de variáveis ao mínimo de eixos possível até atingir um mínimo de 80% de variância explicada (Zuur *et al.* 2007). Os dados das espécies menos abundantes (menos de 10 locais de alimentação) foram consideradas suplementares, isto é, colocados após a criação do gráfico. Assim, não participaram na ordenação dos eixos para evitar enviesamentos provocados pelo reduzido número de observações. Para esta análise foi utilizado o pacote *FactoMineR* do *software R 2.14.1*.

### ***Efeito do pastoreio na utilização do solo pelas aves***

Para contabilizar as aves em alimentação no solo nos diferentes talhões foram efectuados transectos lineares, metodologia já aplicada por outros autores em estudos semelhantes (e.g. Donald *et al.* 2001; Atkinson *et al.* 2005; Buckingham *et al.* 2006; Whittingham & Devereux 2008). Os transectos são uma metodologia eficaz por permitir recolher uma grande quantidade de dados proporcionalmente ao esforço dispendido, podendo ainda ser usada para identificar relações entre as aves e os seus habitats (Gregory *et al.* 2005). Os transectos foram realizados nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2012, entre o nascer do sol e as 11h da manhã, o que corresponde ao período de maior actividade de passeriformes no inverno. Os talhões do mesmo replicado foram

sempre amostrados na mesma manhã e foram visitados a horas diferentes, para evitar um possível enviesamento causado pela hora. Durante os transectos, foram contabilizadas todas as aves que observadas no solo e foi também assinalado o local para onde elas se deslocaram, para evitar a duplicação de registos.

No mesmo talhão, a distância entre os transectos foi de 25 metros, pois Buckingham *et al.* (2006) recomendam uma distância inferior a 50 metros para assegurar uma boa amostragem em áreas com vegetação alta. Assim, tentou-se assegurar que todas as aves em alimentação no solo foram observadas independentemente da altura da vegetação. As aves observadas a sobrevoar o talhão, mas sem pousar não foram contabilizadas. Foram registados a temperatura, intensidade do vento, nebulosidade e visibilidade na altura do começo do transecto. Não foram realizadas contagens em dias de chuva ou nevoeiro, por afectar a visibilidade das aves.

Para perceber se existe uma relação entre o número de ocorrências de cada espécie e a intensidade de pastoreio foi realizada uma análise GLMM. Os modelos foram construídos com recurso ao pacote *lme4* do *software* R 2.14.1.

Uma vez que a altura de vegetação demonstrou ser importante para as aves que se alimentam no solo, tentou-se perceber qual a disponibilidade de habitat adequado para as aves presente em cada pressão de pastoreio, com base na altura da vegetação. Assim, através dos dados dos locais de alimentação, calculou-se para cada espécie o intervalo de altura da vegetação correspondente a 75% das observações, e verificou-se qual a percentagem de ocorrência desse intervalo em cada pressão de pastoreio. Esta análise foi efectuada com recurso ao *software* Excel 2010.



# Resultados

## *Efeito do pastoreio na estrutura do habitat*

O resultado dos modelos GLMM que relacionam o pastoreio com as diferentes variáveis do habitat amostradas demonstra que o pastoreio tem uma influência significativa ( $p\text{-value} < 0,05$ ) em todas as variáveis, sendo que essa influência é positiva na porcentagem de solo nu e folhas mortas e no número de excrementos e bolotas. Por outro lado, o pastoreio aparenta diminuir a altura da vegetação herbácea e a porcentagem de solo revolvido (Figura 3).

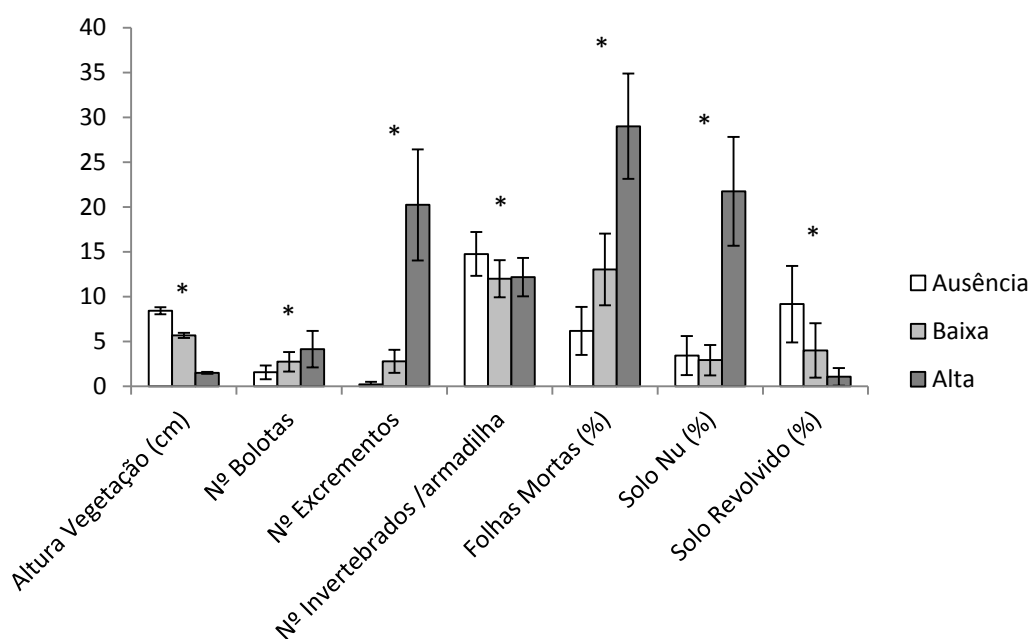


Figura 3 - Altura média da vegetação herbácea (cm), número de excrementos e bolotas, número de invertebrados por armadilha de queda, e porcentagens de cobertura de solo nu, solo revolvido e folhas mortas nos talhões com diferentes intensidades de pastoreio ( $\pm$  intervalo de confiança a 95%). O asterisco indica uma relação estatisticamente significativa no Modelo Linear Generalizado Misto ( $p\text{-value} < 0,05$ ).

Relativamente à caracterização da entomofauna epígea dos talhões, foram analisados 1371 invertebrados, 479 dos quais pertencentes aos grupos identificados como sendo importantes para a alimentação de aves insectívoras. O modelo que relaciona o pastoreio com o número de invertebrados demonstrou que o pastoreio tem uma influência significativa ( $p < 0,05$ ) e negativa nos invertebrados (Figura 3).

A partir da análise 3TLQV foram construídos gráficos em que é possível visualizar a variabilidade da altura da vegetação ao longo de vários metros. Analisando os gráficos da Figura 4 podemos observar a ausência de um padrão semelhante nos diferentes replicados com a mesma intensidade de pastoreio. Contudo, existe um padrão comum a vários talhões, com um aumento de variabilidade da altura da vegetação entre os 13 e os 19 metros de distância. Por outro lado, os talhões com maior intensidade de pastoreio possuem uma menor variância, relativamente aos talhões com baixa intensidade ou ausência de pastoreio.

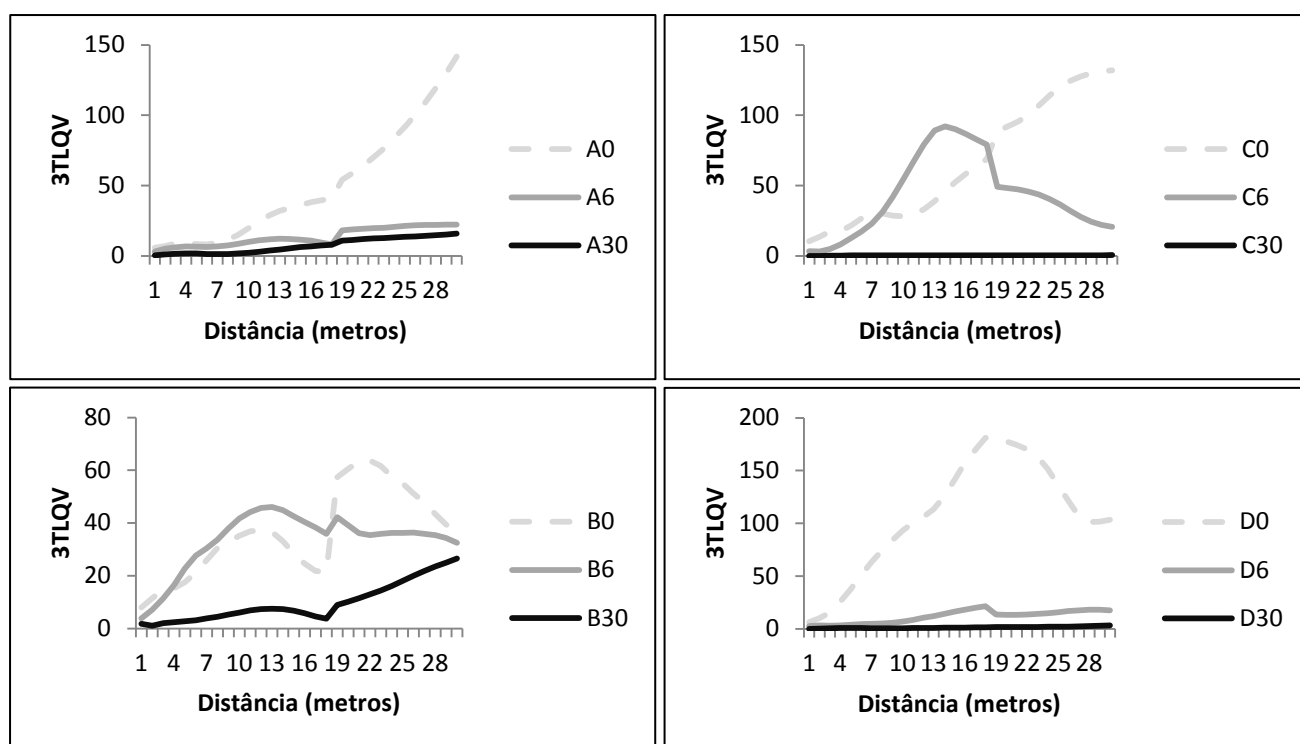


Figura 4 - Representação gráfica da variância da altura de vegetação calculada através de três blocos (3TLQV) nos vários replicados (A, B, C e D) de talhões com ausência, baixa e alta intensidade de pastoreio.

## ***Caracterização de locais de alimentação das aves no solo***

Para caracterizar o uso do solo pelas aves, foram amostrados 270 locais de alimentação e 540 locais controlo, referentes a 14 espécies diferentes de aves. Para esta análise foram apenas consideradas as espécies (ou grupos funcionais) para as quais havia um mínimo de 20 locais de alimentação: petinha-dos-prados *Anthus pratensis*, chapins (chapim-real, chapim-azul e chapim-de-poupa), pisco-de-peito-ruivo *Erithacus rubecula*, tentilhão, alvéola-branca *Motacilla alba* e felosinha *Phylloscopus collybita* (Figura 5).

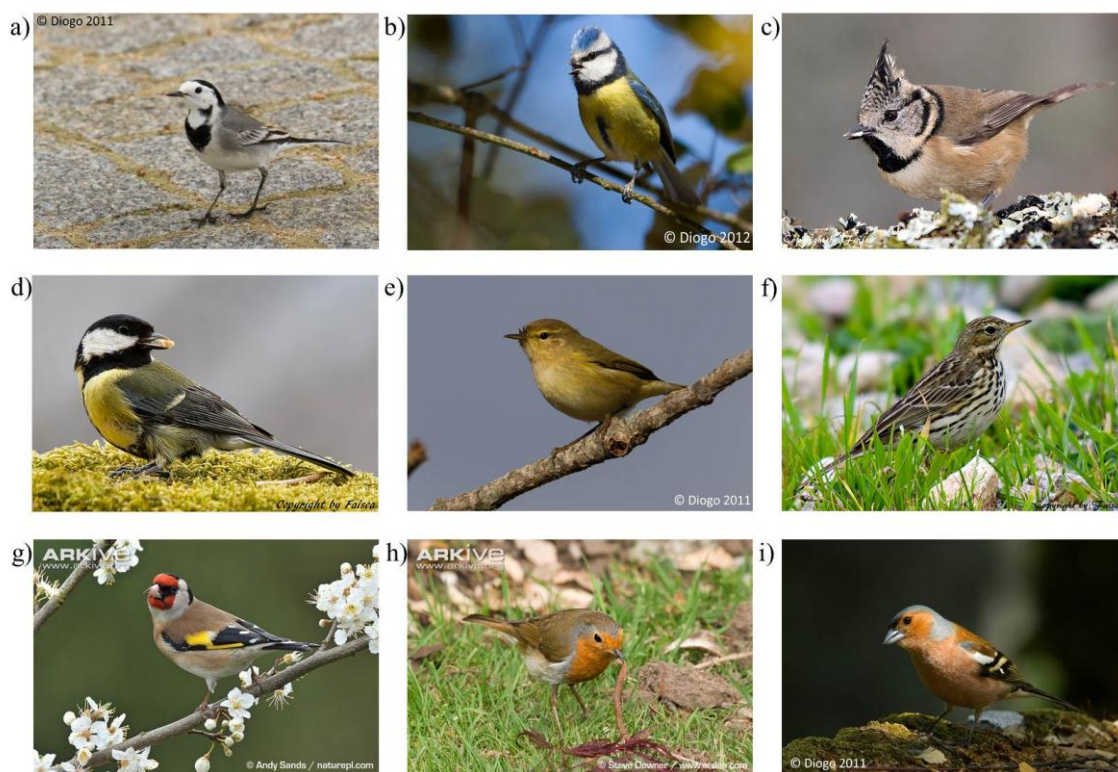


Figura 5 - Espécies seleccionadas para determinar a influência do pastoreio nas aves do montado: a) Alvéola-branca *Motacilla alba*, b) Chapim-azul *Cyanistes caeruleus*, c) Chapim-de-poupa *Lophophanes cristatus*, d) Chapim-real *Parus major*, e) Felosinha *Phylloscopus collybita*, f) Petinha-dos-prados *Anthus pratensis*, g) Pintassilgo *Carduelis carduelis*, h) Pisco-de-peito-ruivo *Erithacus rubecula* e i) Tentilhão *Fringilla coelebs*).

Tabela 1 - Variáveis amostradas nos locais de alimentação e nos locais controle.

<b>Código da variável</b>	<b>Definição (unidade)</b>	<b>Amplitude (min – máx)</b>
<b>Bol</b>	Nº de bolotas na área de amostragem	0 – 96
<b>Deb_arv</b>	Presença/ausência de cobertura de copa/árvore	0/1
<b>Dist_arv</b>	Distância à árvore mais próxima (m)	0 – 17
<b>Excrem</b>	Nº de excrementos na área de amostragem	0 – 109
<b>FM</b>	Percentagem de folhas mortas na área de amostragem	0 – 100
<b>Invert</b>	Nº de invertebrados na área de amostragem	0 – 6
<b>SN</b>	Percentagem de solo nu na área de amostragem	0 – 100
<b>Somb</b>	Presença/ausência de sombra	0 / 1
<b>SRevolv</b>	Percentagem de solo revolvido na área de amostragem	0 – 100
<b>Veg</b>	Altura da vegetação no local de amostragem (cm)	0 – 24

Foram construídos modelos condicionais logísticos testando as variáveis presentes na Tabela 1, para perceber quais as mais importantes para a selecção dos locais de alimentação das aves no solo. Na Tabela 2 encontram-se detalhados os modelos finais, com as variáveis que demonstraram ser mais importantes para cada espécie de ave. De notar que a variável vegetação é a única comum a todas as espécies de aves, sempre com um coeficiente negativo. Já presença de invertebrados também aparenta ser importante para todas as espécies de aves, excepto para os chapins. A maior abundância de solo nu parece também ser importante para a selecção dos locais de alimentação de chapins e pisco-de-peito-ruivo. Já a distância à árvore parece contribuir de forma significativa para os locais de alimentação de duas espécies, mas de forma oposta, uma vez que para a alvéola-branca o coeficiente é positivo e para a felosinha o coeficiente é negativo.

Tabela 2 - Resultado dos modelos condicionais logísticos que relacionam os locais de alimentação seleccionados pelas aves com as suas características ambientais. Na tabela estão apenas indicadas as variáveis presentes nos modelos finais (\*p <0,05; \*\*p <0,01; \*\*\*p <0,001).

<b>Espécie</b>	<b>Variável</b>	<b>AIC</b>	<b>Coef</b>	<b>Exp (coef)</b>	<b>Se (Coef)</b>	<b>z value</b>	<b>p-value</b>
Alvéola-branca	Dist. árvore	46,17	0,575	1,777	0,211	2,729	0,006 **
	Invertebrados		0,824	2,279	0,473	1,743	0,081
	Vegetação		-0,850	0,427	0,385	-2,211	0,027 *
	Sombra		-2,172	0,114	1,111	-1,956	0,050 *
Chapins	Solo Nu	17,16	0,145	1,156	0,105	1,379	0,168
	Vegetação		-1,342	0,261	0,586	-2,288	0,022 *
Felosinha	Dist. árvore	58,29	-0,643	0,526	0,215	-2,986	0,003 **
	Invertebrados		0,703	2,020	0,387	1,818	0,069
	Vegetação		-0,385	0,681	0,171	-2,256	0,024 *
Petinha-dos-prados	Invertebrados	86,89	1,647	5,190	0,580	2,841	0,004 **
	Vegetação		-0,275	0,759	0,139	-1,975	0,048 *
Pisco-de-peito-ruivo	Invertebrados	74,16	0,921	2,511	0,483	1,910	0,056
	Vegetação		-0,613	0,542	0,175	-3,500	0,000 ***
	Solo Nu		0,037	1,037	0,019	1,990	0,047 *
Tentilhão	Sombra	101,97	1,296	3,656	0,705	1,840	0,066
	Vegetação		-0,371	0,690	0,140	-2,650	0,008 **

A PCA entre as variáveis ambientais amostradas e a abundância de aves de cada espécie mostra que os dois primeiros eixos explicam 81,7% da variabilidade total dos dados (Figura 6). A alvéola-branca encontra-se negativamente associada associada ao primeiro eixo (preferindo áreas com uma maior distância às árvores e maior abundância de invertebrados e excrementos), enquanto o chapim-real e chapim-de-poupa se encontram positivamente associados ao mesmo eixo (selecção de locais de alimentação com maior altura de vegetação, mais sombra e debaixo das árvores). No segundo eixo, a felosinha, o pisco-de-peito-ruivo e o chapim azul encontram-se associados a locais com maior abundância de folhas mortas, solo nu e bolotas, ao contrário da petinha-dos-prados, que prefere locais com menor abundância destas variáveis.

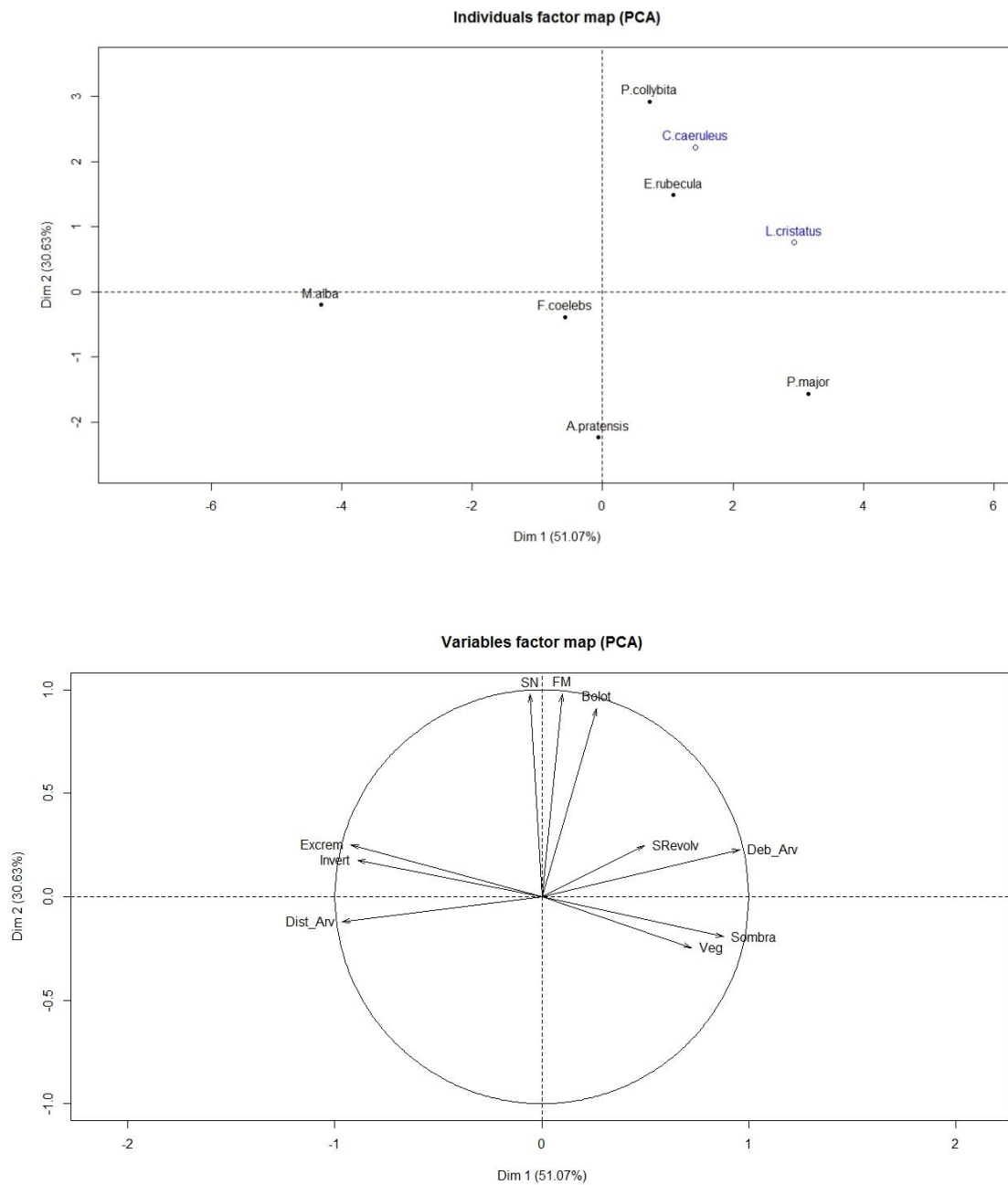


Figura 6 - Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA), que ordena os locais de alimentação das diferentes espécies aves relativamente às variáveis ambientais aí medidas. As espécies de aves a azul correspondem a espécies com menos de 10 observações e, por isso, não contribuíram para a ordenação dos eixos. As abreviaturas dos nomes das espécies de aves correspondem ao seu nome científico (*A.pratensis* – Petinha-dos-prados, *C.caeruleus* – chapim-azul, *E.rubecula* – pisco-de-peito-ruivo, *F.colebs* – tentilhão, *L.cristatus* – chapim-de-poupa, *M.alba* – alvéola-branca, *P.major* – chapim-real, *P.collybita* – felosinha).

## ***Efeito do pastoreio na utilização do solo pelas aves***

Para determinar a influência do pastoreio nas aves em alimentação no solo foram realizados 16 transectos em cada talhão, o que perfaz um total de 192 replicados. No total, foram observadas 1.114 aves a alimentar-se no solo, pertencentes a 21 espécies diferentes (Anexo I). Do total de espécies observadas, apenas foram seleccionadas para a análise estatística as espécies para as quais foram obtidas mais de 30 observações. Desta forma, a análise estatística compreendeu a petinha-dos-prados, pintassilgo *Carduelis carduelis*, chapim-azul, pisco-de-peito-ruivo, tentilhão, alvéola-branca, chapim-real e felosinha, num total de 1.011 observações (Figura 5).

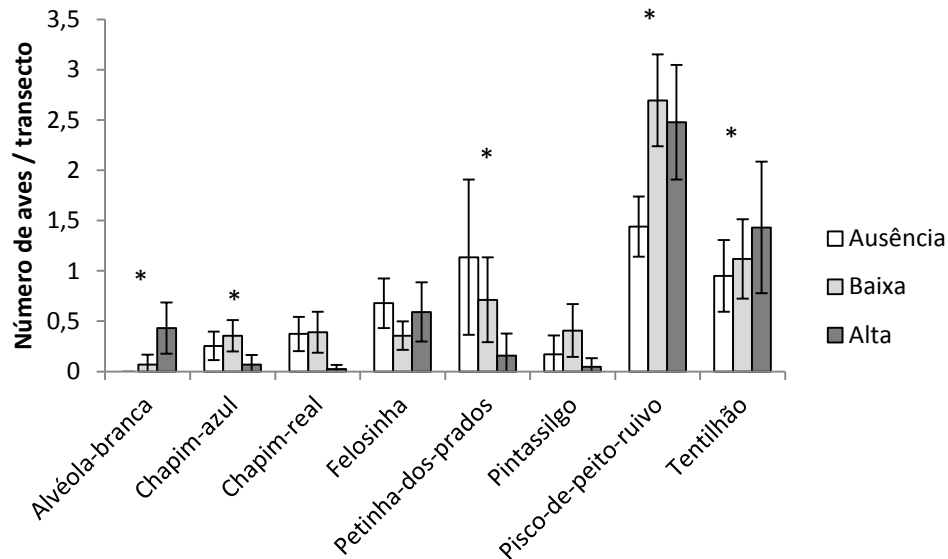


Figura 7 - Número de indivíduos observados por transecto ( $\pm$  intervalo de confiança a 95%) nos talhões com diferentes intensidades de pastoreio (ausência, baixa e alta intensidade de pastoreio). O asterisco indica uma relação estatisticamente significativa no Modelo Linear Generalizado Misto ( $p$ -value <0,05).

Para cada uma das espécies mencionadas foi efectuado um GLMM, com a variável pastoreio como variável independente e os replicados como variável aleatória. O resultado desta análise demonstra que existe uma relação estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) entre o pastoreio e a abundância de petinha-dos-prados, pisco-de-peito-ruivo, tentilhão, alvéola-branca e chapim-real (Figura 7). Destas espécies, a

petinha-dos-prados e o chapim-real apresentam uma relação negativa com o pastoreio e, por outro lado, o pisco-de-peito-ruivo, o tentilhão e a alvéola-branca aparentam ter uma relação positiva com o pastoreio, aumentando em número com o aumento da intensidade de pastoreio.

Foi também calculado o intervalo adequado de altura da vegetação dos locais de alimentação de cada espécie de ave, correspondendo a 75% das observações, e verificado em que intensidade de pastoreio é que esse intervalo é mais comum. Para os chapins e petinha-dos-prados, a intensidade de pastoreio onde a altura de vegetação ótima para estas espécies ocorre em maior percentagem é a baixa intensidade, ao contrário do pisco-de-peito-ruivo, tentilhão, alvéola-branca e felosinha, que é a alta intensidade de pastoreio (Tabela 3).

Tabela 3 - Disponibilidade de áreas consideradas mais adequadas (com base na altura da vegetação) para alimentação de cada espécie de ave nos talhões com três níveis de intensidade de pastoreio. Os tons de cinzento indicam a classe de pastoreio com mais área adequada para cada espécie de ave.

<b>Espécie</b>	<b>Altura de vegetação adequada (cm)</b>	<b>Ausência</b>	<b>Baixa</b>	<b>Alta</b>
Alvéola-branca	[1 – 2]	4,0 %	15,7 %	68,5 %
Chapins	[2 – 5]	33,3 %	55,3 %	29,1 %
Felosinha	[1 – 6]	59,8 %	80,6 %	82,6 %
Petinha-dos-prados	[2 – 6]	43,4 %	65,4 %	30,3 %
Pisco-de-peito-ruivo	[1 – 5]	33,6 %	58,3 %	80,5 %
Tentilhão	[1 – 4]	24,3 %	46,4 %	78,0 %



## Discussão

---

### *Influência do pastoreio na estruturação do habitat*

Neste estudo foi analisada a influência do pastoreio sobre diversas variáveis ambientais tendo-se demonstrado que este tem uma influência significativa em todas elas. Tal como o antecipado, e atendendo ao já constatado por outros estudos (e.g. Vickery *et al.* 2001), o aumento do pastoreio diminui gradualmente a altura da vegetação e aumenta a quantidade de excrementos (Figura 3).

Contudo, nos talhões experimentais sem ovelhas, a média de excrementos não é zero, uma vez que a vedação eléctrica não impede a entrada de todos os mamíferos selvagens. Por outro lado, durante a experiência, nem sempre foi possível impedir a entrada de porcos domésticos e/ou javalis, tendo-se verificado incursões nos talhões, principalmente naqueles onde não existiam ovelhas. Assim, o solo revolvido que resulta da entrada dos porcos e javalis, é menos abundante nos talhões com maior intensidade de pastoreio.

A cobertura de copas nos talhões experimentais pode afectar o número de bolotas e de folhas mortas presentes nos talhões, mas, uma vez que esta é aproximadamente uniforme em todos os talhões (Anexo II), não poderá explicar a maior abundância de bolotas e folhas mortas nas áreas com maior intensidade de pastoreio. Contudo, tendo em atenção que a base da dieta dos porcos domésticos e javalis são as bolotas é provável que estes procurem alimentar-se das bolotas existentes nos talhões sem pastoreio (Olea & Miguel-Ayanz 2006), o que poderá explicar o maior número de bolotas nos talhões em que existe mais pastoreio. É também de salientar que, a maior altura de vegetação pode afectar a visibilidade do observador existindo, desta forma, um enviesamento nas contagens de bolotas nos locais com menor intensidade ou ausência de pastoreio. O mesmo acontece com a contagem de folhas mortas, que são mais conspícuas nos talhões com maior intensidade de pastoreio. Não obstante os esforços empreendidos para minimizar o enviesamento, tal facto poderá afectar os resultados finais.

Verificou-se também um aumento da percentagem de solo nu nos talhões com maior intensidade de pastoreio, o que poderá estar relacionado com a forma como as ovelhas se alimentam. Para além de cortar a vegetação, muitas vezes estas acabam por

puxar as plantas do solo, resultando numa diminuição da cobertura da vegetação e formação de manchas de solo nu (Vera 2000).

Já os grupos de invertebrados estudados parecem sofrer uma influência negativa com o aumento da intensidade do pastoreio. Esta influência poderá ser directa ou indirecta: a influência directa está maioritariamente relacionada com a mortalidade causada pelo pisoteio (Morris 2000); no entanto, o pisoteio também pode causar a compactação do solo, o que faz com que os artrópodes e outros invertebrados que se enterram no solo tenham a sua actividade restringida (Vickery *et al.* 2001). O gado também actua indirectamente ao nível dos artrópodes através da redução da vegetação. Esta pode favorecer alguns grupos de invertebrados epígeos (isto é, que se movimentam no solo) como as aranhas que fazem a sua teia no solo e os artrópodes predadores que necessitam de um grande ângulo de visão para poderem caçar eficazmente (Cole *et al.* 2005). Todavia, a vegetação curta pode prejudicar os grupos de artrópodes fitófagos e, conseqüentemente, influenciar negativamente a abundância de artrópodes predadores (Lenoir & Lennartsson 2010).

Por outro lado, a vegetação é responsável por conservar o microclima ao nível do solo. Ao existir um corte uniforme da vegetação, deixam de existir os diferentes microclimas que os artrópodes necessitam para manter a sua actividade normal. Por exemplo, Lenoir & Lennartsson (2010) verificaram que perante uma temperatura ambiente baixa, os artrópodes necessitam de locais com erva curta, onde o calor do sol chega mais facilmente ao solo, de modo a conseguirem manter uma temperatura do corpo estável. Se não existir esse padrão estrutural da vegetação, a diversidade de artrópodes irá diminuir, acabando por resistir apenas os grupos especializados em locais com vegetação curta (Vickery *et al.* 2001).

Ao reduzir a altura da vegetação, o pastoreio pode também influenciar a heterogeneidade espacial da mesma – apesar de não existir consenso se o pastoreio aumenta ou diminui a heterogeneidade da vegetação, sabe-se, no entanto, que isso está dependente da variação natural da mesma (Adler *et al.* 2001). Neste caso, a constatar pelos resultados obtidos nos talhões sem pastoreio, a vegetação já parece ser bastante heterogénea, pelo que o pastoreio veio diminuir essa variação (Figura 4). Contudo, mesmo os talhões com uma maior intensidade de pastoreio não são totalmente homogéneos, apenas a escala dessa variação é bastante menor. As diferenças existentes entre os vários talhões com a mesma intensidade de pastoreio não permitem uma análise

generalizada, uma vez que os padrões são bastante distintos. Ainda assim, parece existir, em alguns talhões, uma variação da altura da vegetação, padrão este que se repete em cada 13 a 19 metros. Uma vez que a heterogeneidade da vegetação pode ser afectada por diversos factores, como padrões climáticos, competição intra e inter-específica, selectividade dos herbívoros e a produtividade do sistema (Fuhlendorf & Smeins 1999, Adler *et al.* 2001), este padrão poderá ser originado pela presença das árvores que constituem o montado. O coberto arbóreo provoca alterações no solo directamente abaixo da copa, bem como no conteúdo de água disponível e, conseqüentemente, pode alterar a vegetação herbácea (Joffre & Rambal 1993).

Assim, é possível perceber que o pastoreio tem uma elevada influência na estruturação do habitat, no que respeita à diminuição da altura da vegetação e abundância de invertebrados, e aumento da abundância de excrementos. Contudo, e uma vez que as aves que se alimentam no solo dependem em larga escala da estrutura do sub-coberto, é preciso compreender como é que estas modificações provocadas pelo pastoreio alteram a forma da utilização do solo no montado pelas diferentes espécies.

### ***Caracterização do uso do solo pelas aves***

As aves que se alimentam no solo não utilizam os recursos do habitat de forma uniforme, existindo diferentes requisitos ecológicos consoante dependem predominantemente dos recursos do solo ou da vegetação (Buckingham & Peach 2005). Torna-se assim importante aferir quais as características que determinam a utilização do solo das diversas espécies e de que forma o pastoreio as influencia.

As aves insectívoras que estudámos demonstraram uma preferência por locais com menor altura da vegetação e maior abundância de invertebrados. Também no trabalho de Buckingham *et al.* 2006, as aves das famílias Turdidae, Corvidae e Charadriidae, demonstram uma preferência por locais com menor altura da vegetação. Isto porque a escolha do local de alimentação por parte das aves não depende apenas da abundância do alimento, mas também da acessibilidade deste e do risco de predação (Vickery *et al.* 2001, Devereux *et al.* 2004, Buckingham & Peach 2005). Assim, ao preferirem zonas com vegetação de uma menor altura, as aves conseguem visualizar melhor as suas presas, mas também os predadores. O maior campo de visão e facilidade de movimentação permite que as aves aumentem a taxa de assimilação de presas por

passarem menos tempo em actividade de vigilância (Butler & Gillings 2004, Whittigham & Evans 2004).

Por outro lado, e pelos mesmos motivos, a maior abundância de solo nu aparenta ser importante para a selecção dos locais de alimentação de espécies insectívoras que se alimentam no solo (e.g. Buckingham *et al.* 2006, Schaub *et al.* 2010, Arlettaz *et al.* 2011, Tagmann-Ioset *et al.* 2012), em concordância com o que sucede com os chapins e pisco-de-peito-ruivo neste estudo. Também para o pisco-de-peito-ruivo já foi descrita a sua preferência por locais com uma altura de vegetação média a baixa, manchas de solo nu e sombra (Cramp 1998), o que vem confirmar os resultados obtidos neste estudo (Tabela 2).

Ainda assim, Buckingham *et al.* (2006) verificaram que existe uma diminuição no uso das áreas com vegetação muito curta ou inexistente, o que poderá estar relacionado com a baixa abundância de artrópodes-presa nesses locais, por exemplo, devido à falta de alimento dos invertebrados fitófagos e, conseqüentemente, dos predadores (Lenoir & Lennartsson 2010). No nosso estudo foram amostrados locais de alimentação com altura de vegetação bastante baixa (0 e 1 cm), pelo que a selecção desses locais poderá ser explicada pela presença de manchas de vegetação mais altas, mesmos nos locais com uma maior intensidade de pastoreio. Essas ilhas de vegetação funcionam como refúgios para os artrópodes que podem posteriormente ser capturados pelas aves em locais com menor altura de vegetação (Helden *et al.* 2010).

Uma vez que todas as espécies de aves analisadas tendem a preferir locais com maior abundância de invertebrados (Tabela 2), esta parece ser uma variável importante na selecção dos locais de alimentação de aves insectívoras (Hutto 1980). A excepção foram os chapins, para os quais a abundância de invertebrados não parece afectar a selecção dos seus locais de alimentação. Isto poderá ser explicado pela elevada proporção de material vegetal que estas espécies consomem no inverno, em detrimento de artrópodes (Cramp 1998).

A distância à árvore parece também ser um factor importante para duas espécies de aves: alvéola-branca e felosinha. Contudo, estas duas espécies têm reacções opostas a essa variável – a felosinha apresenta uma grande dependência da presença de árvores, por se alimentar preferencialmente nas copas, ao contrário da alvéola-branca, que possui uma preferência por espaços abertos (Cramp 1998). Esta associação com os espaços abertos pode também ser uma explicação para a alvéola-branca possuir uma associação

positiva com locais de alimentação ao sol, pois isso indica uma maior distância às árvores e ao ensombramento por elas provocado.

Perante estes resultados é possível perceber que a estrutura do habitat, em especial a altura da vegetação e a abundância de invertebrados, tem uma elevada importância na selecção de locais de alimentação no solo de aves do montado. Torna-se, assim, importante perceber qual o efeito do pastoreio na modelação do habitat, de forma a compreender como poderá afectar as aves que se alimentam no solo.

Foi efectuada uma PCA para perceber como é que as variáveis ambientais medidas nos locais de alimentação se relacionam entre elas e com as espécies de aves. Observando os resultados desta análise, é possível perceber a associação da alvéola-branca e dos chapins de poupa e real ao primeiro eixo produzido, se bem que em sentidos opostos (Figura 6). Esse eixo, que explica mais de 50% da variabilidade dos dados, parece estar associado a variáveis relacionadas com o pastoreio, como o número de excrementos, a altura de vegetação e o solo revolvido.

A alvéola-branca demonstra uma forte associação a esse eixo, uma vez que esta espécie demonstra preferência por habitats abertos, com pouca vegetação herbácea. Para além disso é também conhecida por acompanhar o gado, para conseguir predar mais facilmente os invertebrados espantados por este (Cramp 1998). Também a abundância de alimento se encontra representada neste eixo, bem como algumas variáveis relacionadas com a presença de árvores (como a distância à árvore, sombra e se o local de alimentação se encontra debaixo da árvore).

Já no segundo eixo, que explica cerca de 30% da variabilidade dos dados, encontram-se as variáveis relacionadas com a presença de árvores, como as folhas mortas e as bolotas (Figura 6). O solo nu, apesar de poder resultar do efeito do gado, também pode resultar da presença de árvores, pois ao aumentar a sombra e as folhas mortas, conduz à redução do habitat disponível para o crescimento de vegetação (Joffre & Rambal 1993). A este eixo encontra-se positivamente associada a felosinha, o chapim-azul e o pisco-de-peito-ruivo, que são aves florestais e que utilizam de forma intensa as árvores como fonte de alimento, protecção ou poleiros (Cramp 1998).

## ***Efeito do pastoreio na utilização do solo pelas aves***

Apesar das aves preferirem locais de alimentação com maior abundância de alimento à micro-escala, isso poderá não corresponder à realidade de uma escala maior, uma vez que outros factores, como a acessibilidade do alimento ou a mobilidade da ave, influenciam a selecção dos locais de alimentação (Hutto 1985). De facto, os resultados deste trabalho demonstram que a abundância de invertebrados não é igual em todas as intensidades de pastoreio (Figura 3) e que nem sempre a abundância das aves acompanha essa tendência (Figura 7). Assim, o pastoreio, ao modificar as características do habitat, vai alterar também a acessibilidade do alimento para as aves e, conseqüentemente, influenciar a escolha dos seus locais de alimentação. No entanto, os resultados deste estudo demonstram que essa influência poderá ser tanto negativa como positiva.

O pisco-de-peito-ruivo, a espécie mais abundante nos transectos, parece beneficiar da presença de gado (Figura 7), uma vez que é uma espécie que tende a preferir locais com uma vegetação herbácea pouco densa e com manchas de solo nu (Cramp 1998). Também o tentilhão e a alvéola-branca parecem ser favorecidos com a presença de gado ovino, o que se encontra de acordo com os resultados de Buckingham *et al.* (2006) em locais pastoreados por gado bovino no verão e ovino no inverno. Apesar de Cramp (1998) referir a associação positiva da alvéola-branca por locais pastoreados, Fuller *et al.* (2003) não encontrou nenhuma associação significativa entre esta espécie e o pastoreio no inverno. Contudo, não é de estranhar esta associação positiva entre determinadas espécies de aves e o pastoreio, uma vez que este não é um fenómeno recente nos sistemas mediterrânicos. Na verdade, o pastoreio é reconhecido como um agente modelador do meio ambiente já desde o Plistocénico (Bradshaw & Mitchell 1999; Vera 2000; Bradshaw *et al.* 2003), sendo por isso natural que algumas espécies de aves se encontrem adaptadas a este fenómeno.

Considerando que a altura da vegetação é uma variável particularmente importante na selecção dos locais de alimentação das aves no solo, foi calculada a altura óptima de vegetação para as várias espécies. Nesta sequência foi possível verificar que as espécies mais abundantes nos talhões muito pastoreados tendem a preferir locais de alimentação com menor altura de vegetação, que, por sua vez, são mais comuns nas áreas de alta intensidade de pastoreio (Tabela 3). Não obstante, esses talhões

demonstraram possuir uma menor abundância de invertebrados epígeos (presas de aves insectívoras, como o pisco-de-peito-ruivo e a alvéola-branca) o que sugere que a acessibilidade ao alimento é mais importante que a abundância do mesmo para algumas espécies (Vickery *et al.* 2001, Fuller *et al.* 2003, Devereux *et al.* 2004, Buckingham & Peach 2005).

Já as aves que preferem maiores alturas de vegetação são também as que se alimentam preferencialmente nas áreas com menor intensidade ou ausência de pastoreio. Todavia, analisando os dados dos chapins - cuja altura óptima de vegetação se encontra quase na mesma percentagem em áreas de ausência e alta intensidade de pastoreio (Tabela 3), praticamente não foram avistados a alimentar-se nos talhões de alta intensidade de pastoreio (Figura 7). Apesar do chapim-azul não demonstrar uma relação estatisticamente significativa com o pastoreio, a sua tendência é bastante similar à do chapim-real, verificando-se uma diminuição do número de indivíduos em alimentação no solo com o aumento da intensidade de pastoreio (Figura 7). O comportamento de evitar as zonas com menor altura de vegetação, nas quais a facilidade de locomoção é maior, sugere que existem outros factores a influenciar a selecção dos locais de alimentação destas espécies, como a abundância de presas (Buckingham *et al.* 2006). Neste caso, os talhões sem pastoreio apresentam uma maior abundância de invertebrados, provavelmente devido à maior altura da vegetação, que permite um maior número e diversidade de animais fitófagos e predadores (Morris 2000, Lenoir & Lennartsson 2010).

Assim, a petinha-dos-prados aparenta ter uma relação negativa com o pastoreio, uma vez que esta espécie tende a alimentar-se em locais com maior altura da vegetação, devido à maior abundância de invertebrados da vegetação, dos quais se alimenta (Cramp 1998). Também Vanhisberg & Chamberlain (2001) mostraram que as petinhas-dos-prados tinham uma forte correlação positiva com a altura da vegetação. A escolha destes locais de alimentação parece estar relacionada com a abundância de alimento, visto que nas zonas com menor altura da vegetação o risco de predação é menor, mas não existe o seu alimento em abundância. Porém, apesar desta espécie preferir zonas com vegetação alta, a análise dos seus locais de alimentação mostra que, dentro dessas áreas, as petinhas tendem a preferir locais com vegetação mais baixa (Tabela 2). Isto poderá ser explicado pela difícil acessibilidade do alimento e pela dificuldade na locomoção em áreas com altura de vegetação muito alta (Butler & Gilings 2004,

Buckingham *et al.* 2006). Neste sentido, o rápido crescimento da vegetação na primavera faz com que esses locais sejam menos explorados pelas aves (Buckingham & Peach 2005) conduzindo a que o pastoreio extensivo possa facilitar o acesso ao alimento por parte das aves, ao criar zonas com menor altura de vegetação.

Ainda assim, houve espécies de aves que não aparentam ter nenhuma relação com o pastoreio. O pintassilgo parece ser menos abundante nos talhões com maior intensidade de pastoreio, sendo, no entanto, importante notar que esta espécie está bastante dependente da presença de algumas plantas, como os cardos (Cramp 1998), e, portanto, pode não ser influenciado directamente pelo pastoreio. Ainda assim, com o aumento da intensidade de pastoreio, a vegetação herbácea tende a desaparecer, sobrevivendo apenas as espécies menos consumidas pelo gado, como os cardos (Evju *et al.* 2009). Desta forma, os pintassilgos, a longo-prazo, poderão desenvolver associações positivas com a intensidade de pastoreio.

Para além do pintassilgo, a felosinha também não demonstrou ter nenhuma relação com o pastoreio, uma vez que, apesar de também se alimentar no solo, esta espécie está bastante dependente das árvores (Cramp 1998). Também Díaz *et al.* (1997) mostraram que as espécies mais arborícolas não apresentam relações significativas com a vegetação herbácea e que, por isso, não serão tão afectadas pelo pastoreio, mas sim pela densidade arbórea.

Não obstante terem sido analisadas apenas 8 espécies neste estudo, procurou-se abranger aves de vários grupos tróficos e com diferentes requisitos ecológicos, existindo semelhanças entre estes resultados com os obtidos por outros autores, utilizando como modelo espécies de aves e de herbívoros distintos (eg. Vanhisberg & Chamberlain 2001, Buckingham *et al.* 2006). Comprova-se, assim, que quando se alimentam no solo nem todas as espécies de aves preferem locais com as mesmas características, sendo relevante garantir a heterogeneidade do habitat, se se pretender conservar a diversidade de aves lá existente. Face ao exposto, uma gestão ponderada do montado deve ser tida como um objectivo necessário de forma a para permitir a manutenção da sua biodiversidade.



## ***Importância para a gestão e conservação***

O equilíbrio presente no montado entre a produção e a conservação da Natureza é essencial para a manutenção da biodiversidade lá existente (Olea & San-Miguel Ayanz 2006). As alterações do uso do solo do montado, nomeadamente do pastoreio, vêm ameaçar esse equilíbrio e, conseqüentemente ameaçar a respectiva diversidade de fauna e flora.

O pastoreio extensivo contribui para a conservação da biodiversidade do montado na medida em que preserva as pastagens (Vera 2000), mantém a diversidade e riqueza específica da vegetação ao impedir a ocupação de espécies arbustivas (Etienne 2005) e fertiliza o solo, conservando a humidade das suas camadas superiores (Gaspar *et al.* 2007). Por outro lado, se o pastoreio for efectuado por raças autóctones (como, por exemplo, as ovelhas de raça merino), garante ainda produtos de elevada qualidade, devido à sua robustez e adaptação às condições ambientais do território (Gaspar *et al.* 2008). Torna-se, desta forma, possível conciliar a conservação da biodiversidade do montado com os seus benefícios económicos.

No entanto, o aumento da intensidade do pastoreio influencia negativamente a vegetação herbácea ao colocar em risco a sua regeneração natural (Diáz *et al.* 1997) e afecta o solo, ao degradá-lo e compactá-lo, o que dificulta a penetração das raízes no solo e, conseqüentemente, a robustez das árvores (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999). Também o pastoreio efectuado por porcos tem um elevado impacto no sistema: ao aumentar a sua intensidade, diminui a abundância de bolotas, que constituem um recurso alimentar de extrema relevância para algumas aves no inverno, como os grou, pombo torcaz e pequenos passeriformes (Diáz *et al.* 1997).

Contudo, a ausência de pastoreio também provoca grandes alterações no montado ao permitir o aparecimento de espécies arbustivas e o conseqüente desaparecimento das pastagens e das espécies que delas dependem (Vera 2000, Watkinson & Ormero 2001). No entanto, o aparecimento de matos favorece outras espécies de aves, aumentando a diversidade do montado (Rabaça 1990). Em suma, tanto a ausência como o excesso de pastoreio são responsáveis por grandes alterações na estrutura do sub-coberto do montado, acabando também por influenciar as aves que dele dependem (Diáz *et al.* 1997).

Os resultados deste estudo demonstram que o pastoreio é um factor bastante importante na determinação dos locais de alimentação das aves do montado. Ainda assim, as diferentes espécies de aves reagem de formas distintas ao aumento da intensidade de pastoreio, sendo umas prejudicadas e outras beneficiadas pelas alterações daí resultantes. É então necessário garantir uma heterogeneidade de locais de alimentação, produzida pelo pastoreio extensivo com um sistema de rotatividade, que proporciona locais com diferentes intensidades de pastoreio numa determinada área. Contudo, a adopção destas medidas deve ser efectuada não só à escala da paisagem, mas também nas próprias herades, de forma a garantir a heterogeneidade do ambiente necessária à manutenção de uma elevada diversidade de espécies de aves no montado (Díaz *et al.* 1997).

### ***Limitações do estudo e trabalhos futuros***

Os resultados deste estudo foram claros no que respeita à influência do pastoreio nas características do habitat medidas e na maioria das espécies de aves analisadas. Todavia, existiram muitas espécies de aves observadas para as quais não foi possível efectuar análise estatística por falta de dados. Os transectos lineares, apesar de serem uma técnica de amostragem utilizada neste tipo de estudos, têm limitações que se tentaram contrariar neste estudo, como o possível enviesamento provocado pelas diferenças na altura da vegetação nas diferentes áreas. Para evitar tal limitação, reduziu-se a distância entre transectos dentro da mesma área, de forma a garantir que todas as aves que se encontrassem nesse espaço seriam espantadas e contabilizadas. Contudo, as aves muitas vezes não pousavam em locais próximos, tornando a sua identificação mais difícil, acabando por haver uma quantidade considerável de dados perdidos pela falta de identificação das aves. Para além disso, a identificação de locais de alimentação nos talhões sem pastoreio foi bastante difícil, uma vez que a vegetação alta não permitia a identificação exacta do local.

Um outro problema identificado nesta metodologia prende-se com a variação das distâncias de aproximação das diferentes espécies de aves que impossibilitou a recolha de dados de espécies mais tímidas (como as gralhas-pretas *Corvus corone* ou os estorninhos-pretos *Sturnus unicolor*), uma vez que estas espécies se afastavam ainda antes do transecto começar.

Relativamente aos invertebrados, a metodologia utilizada é considerada adequada para a amostragem de artrópodes epígeos (Topping & Suderland 1992; Winder *et al.* 2001; Samways *et al.* 2010), apresentando, em contrapartida, o problema de não contabilizar somente a abundância de invertebrados, mas também a sua mobilidade (Lang 2000). Neste caso, existindo diferenças na estrutura da vegetação, tal facto poderá influenciar a movimentação dos invertebrados e, assim, enviesar as capturas. No entanto, neste estudo foram capturados mais invertebrados nos locais sem pastoreio e com mais vegetação, pelo que, mesmo existindo um enviesamento, só viria confirmar e reforçar os resultados obtidos. Para além disso, os requisitos alimentares das aves não se encontram bem descritos e a informação existente é antiga e poderá estar desactualizada (Atkinson *et al.* 2004).

Os resultados deste trabalho levantam, ainda, outras questões sobre a relação entre as aves e o pastoreio no montado. O pastoreio, ao influenciar o solo, poderá influenciar também os invertebrados que se enterram e que vivem debaixo do solo, muitos dos quais são bastante importantes na dieta das aves (Atkinson *et al.* 2004) – ficou, todavia, por aferir qual a relação entre o pastoreio e esse grupo de invertebrados. Também as sementes, por serem um importante recurso para algumas aves durante o inverno, poderão ser afectadas pela presença e excesso de pastoreio (Sternberg *et al.* 2003), pelo que seria importante acrescentar essa informação a este estudo.

Julgamos que seria também interessante complementar a informação da utilização do solo pelas aves, obtida através dos transectos, com pontos de escuta dentro dos talhões. Seria assim possível perceber qual a abundância das aves em cada talhão e se estas utilizam outros recursos dos talhões mesmo quando não utilizam o solo. Desta forma seria possível compreender melhor qual o impacto do pastoreio nas diferentes espécies de aves, mesmo as que não se alimentam apenas no solo.

Em complemento, torna-se necessário efectuar este tipo de estudos a longo prazo e com amostragens efectuadas em diferentes épocas, para compreender as implicações da ausência e intensidade de pastoreio nas aves invernantes e nidificantes em locais que tenham, durante um longo período de tempo, a mesma intensidade de pastoreio. Neste estudo tal não foi alcançado na medida em que a amostragem foi apenas efectuada no inverno de 2012, uma vez que não foi possível manter a pressão de pastoreio desejada nos talhões durante o ano de 2011.

## Considerações finais

---

Os resultados deste trabalho demonstram que o pastoreio parece ser determinante para a selecção dos locais de alimentação das aves no solo. Estas tendem a preferir locais de alimentação com uma maior abundância de invertebrados e menor altura da vegetação, variáveis que, em conjunto com a quantidade de excrementos, estão relacionadas com a presença de pastoreio. Provavelmente esta selecção ocorre devido à maior facilidade na locomoção e por o alimento se tornar mais acessível onde a vegetação é mais baixa. Outro factor importante na escolha dos locais de alimentação das aves parece ser a presença de árvores, que determina a resposta de variáveis como a quantidade de bolotas, folhas mortas e solo nu, bem como a presença de sombra.

Ampliando a escala para as diferentes intensidades de pastoreio, este aparece novamente como um factor crucial para a utilização do solo pela maioria das aves estudadas. Contudo, a resposta ao pastoreio difere consoante as espécies – aves que preferem habitats mais abertos e com vegetação mais baixa, como a alvéola-branca, o tentilhão ou o pisco-de-peito-ruivo, possuem uma relação positiva com o pastoreio; por outro lado, espécies que tendem a consumir invertebrados da vegetação, como a petinha-dos-prados e os chapins real e azul, apresentam uma relação negativa com o pastoreio. Estes resultados podem ser explicados através da disponibilidade de áreas adequadas, relativamente à altura da vegetação, em diferentes pressões de pastoreio. Assim, aves que preferem habitats abertos alimentam-se em locais com vegetação mais baixa, que encontram maioritariamente nos talhões de elevada intensidade de pastoreio. Contrariamente, aves que se alimentam em locais com vegetação alta, encontram uma maior disponibilidade de habitat adequado nos talhões com menor pressão de pastoreio.

Em suma, o pastoreio apresenta-se como um factor estruturante do habitat de alimentação das aves no solo. Contudo, e visto que diferentes espécies possuem preferências distintas no que respeita ao pastoreio, é necessário assegurar a heterogeneidade da vegetação herbácea. Esta diversidade de locais de alimentação que anteriormente era criada pelo pastoreio de grandes herbívoros hoje extintos, terá então de ser mantida pelo gado doméstico. Desta forma, recomenda-se manter um mosaico de diferentes intensidades de pastoreio, de modo a garantir que o habitat corresponde aos requisitos ecológicos de diversas espécies de aves. Pretende-se, assim, conservar a diversidade de aves, integrando-a com as actividades humanas de gestão do montado.

# Referências bibliográficas

---

- Adler, P.B., Raff, D.A. & Lauenroth, W.K. (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, **128**, 465-479.
- Akaike, H. (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on automatic control*, **19**, 716-722.
- Arlettaz, R., Maurer, M.L., Mosimann-Kampe, P., Nusslé, S., Abadi, F., Braunisch, V. & Schaub, M. (2011) New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. *Journal of Ornithology*, **153**, 229-238.
- Atkinson, P.W., Buckingham, D. & Morris, A.J. (2004) What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis*, **146**, 99-107.
- Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Vickery, J.A., Conway, G.J., Tallowin, J.R.B., Smith, R.E.N., Haysom, K.A., Ings, T.C., Asteraki, E.J. & Brown, V.K. (2005) Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 932-942.
- Bakker, J.P., Leeuw, J. de & Wieren, S.E. van (1984) Micro-patterns in grassland vegetation created and sustained by sheep-grazing. *Vegetatio*, **55**, 163-161.
- Bakker, E.S., Olf, H., Vandenberghe, C., de Maeyer, K., Smit, R., Gleichman, J.M. & Vera, W.M. (2004) Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 571-582.
- Báldi, A., Batáry, P. & Erdős, S. (2005) Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **108**, 251-263.
- Barnosky, A.D., Koch, P.L., Feranec, R.S., Wing, S.L. & Shabel, A.B. (2004) Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science*, **306**, 70-75.
- Batáry, P., Orci, K.M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T. & Erdos, S. (2007) Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology*, **8**, 280-290.
- Blondel, J. & Aronson, J. (2004) *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, New York, United States of America.

- Bock, C.E., Bock, J.H., Kenney, W.R. & Hawthorne, V.M. (1984) Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock enclosure in a semidesert grassland site. *Journal of Range Management*, **37**, 239-242.
- Bradshaw, R. & Mitchell, F.J.G. (1999) The palaeoecological approach to reconstructing former grazing-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management*, **120**, 3-12.
- Bradshaw, R.H.W., Hannon, G.E. & Lister, A.M. (2003) A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management*, **181**, 267-280.
- Buckingham, D.J. & Peach, W.J. (2005) The influence of livestock management on habitat quality for farmland birds. *Animal Science*, **81**, 199-203.
- Buckingham, D.L., Peach, W.J. & Fox, D.S. (2006) Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **112**, 21-40.
- Bugalho, N., Caldeira, M.C., Pereira, J.S., Aronson, J., Pausas, J.G. (2011) Mediterranean cork oak savanas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**, 278-286.
- Burney, D.A. & Flannery, T.F. (2005) Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 395-401.
- Butler, S.J. & Gillings, S. (2004) Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. *Ibis*, **146**, 123-130.
- Cardoso, J.L. (1993) *Contribuição para o conhecimento dos grandes mamíferos do Plistocénico Superior de Portugal*. Câmara Municipal de Oeiras, Oeiras, Portugal.
- Chinery, M. (1993) *Insects of Britain and Western Europe*. 3ª edição. Harper Collins Publishers, London, United Kingdom.
- Cole, L.J., McCracken, D.I., Downie, I.S., Dennis, P., Foster, G.N., Waterhouse, T., Murphy, K.J., Griffin, A.L. & Kennedy, M.P. (2005) Comparing the effects of farming practices on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) assemblages of Scottish farmland. *Biodiversity and Conservation*, **14**, 441-460.
- Cramp, S. (1998) *The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM 2.0.1*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.

- Dale, M.R.T., Dixon, P., Fortin, M.J., Legendre, P., Myers, D.E. & Rosenberg, M.S. (2002) Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. *Ecography*, **25**, 558-577.
- Dennis, P., Young, M.R. & Gordon, I.J. (1998) Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology*, **23**, 253-264.
- Dennis, P., Young, M.R. & Bently, C. (2001) The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **86**, 39-57.
- Devereux, C.L., Mckeever, C.U., Benton, T.G. & Whittingham, M.J. (2004) The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis*, **146**, 115-122.
- Diáz, M., Campos, P. & Pulido, F. J. (1997) The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife, *Farming and Birds in Europe: the common agriculture policy and its implications for bird conservation* (eds D.J. Pain. & M.W. Pienkowski) Academic Press Ltd. London, United Kingdom.
- Donald, P.F., Buckingham, D.L., Moocroft, D., Muirhead, L.B., Evans, A.D. & Kirby, W.B. (2001) Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 536-547.
- Donlan, C.J., Berger, J., Bock, C.E., Bock, J.H., Burney, D.A., Estes, J.A., Foreman, D., Martin, P.S., Roemer, G.W., Smith, F.A., Soulé, M.E. & Greene, H.W. (2006) Pleistocene rewilding: an optimist agenda for twenty-first century conservation. *The American Naturalist*, **168**, 660-681.
- Eichhorn, M.P., Paris, P., Herzog, F., Incoll, L.D., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Papanastasis, V.P., Pilbeam, D.J., Pisanelli, A. & Dupraz, C. (2006) Silvoarable systems in Europe – past, present and future prospects. *Agroforestry Systems*, **67**, 29-50.
- Etienne, M. (2005) Management of grazing animals for environmental quality. *Options Méditerranéennes*, **67**, 225-235.
- Evans, A.D., Smith, K.W., Buckingham, D.L. & Evans, J. (1997) Seasonal variation in breeding performance and nestling diet of circl bunting *Emberiza cirlus* in England. *Bird Study*, **44**, 66-79.
- Evju, M., Austrheim, G., Halvorsen, R. & Mysterud, A. (2009) Grazing responses in herbs in relation to herbivore selection and plant traits in an alpine ecosystem. *Oecologia*, **161**, 77-85.

- Fischer, S.F., Poschlod, P. & Beinlich, B. (1996) Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1206-1222.
- Fuhlendorf, S.D. & Smeins, F.E. (1999) Scaling effects of grazing in a semi-arid grassland. *Journal of Vegetation Science*, **10**, 731-738.
- Fuller, R.J., Atkinson, P.W., Asteraki, E.J., Conway, G.J., Goodyear, J., Haysom, K., Ings, T., Smith, R.E.N., Tallowin, J.R. & Vickery, J.A. (2003) *Changes in lowland grassland management: Effects on invertebrates and birds*. Report to Defra on commissioned project. Reasearch Report 350. British Trust for Ornithology.
- Gaspar, P., Mesías, F.J., Escribano, M., Ledesma, A.R. de & Pulido, F. (2007) Economic and management characterization of dehesa farms: implications for their sustainability. *Agroforestry systems*, **71**, 151-162.
- Gaspar, P., Escribano, M., Mesías, F.J., Ledesma, A.R. de & Pulido, F. (2008) Sheep farms in the Spanish rangelands (dehesas): Typologies according to livestock management and economic indicators. *Small Ruminant Research*, **74**, 52-63.
- Gibson, C.W.D., Hambler, C. & Brown, V.K. (1992) Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 132-142.
- Grant, W.E., Birney, E.C., French, N.R. & Swift, D.M. (1982) Structure and productivity of grassland small mammal communities related to grazing-induced changes in vegetation cover. *Journal of Mammalogy*, **63**, 248-260.
- Gregory, R.D., Gibbons, D.W. & Donald, P.F. (2005) Bird census and survey techniques. *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques* (eds W. Sutherland, I. Newton & R.E Green.). Oxford University Press, New York, United States of America.
- Helden, A.J., Anderson, A., Sheridan, H. & Purvis, G. (2010) The role of grassland sward islets in the distribution of arthropods in cattle pastures. *Insect Conservation and Diversity*, **3**, 291-301.
- Holland, J.M., Hutchison, M.A.S., Smith, B. & Aebischer, N.J. (2006) A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, **148**, 49-71.
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. (1989) *Applied logistic regression*. Wiley, New York, United States of America.



- Hutto, R.L. (1985) Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. *Habitat selection in birds* (ed. M.L. Cody). Academic Press, San Diego, United States of America.
- James, F.C. & McCulloch, C.E. (1990) Multivariate analysis in Ecology and Systematics: Panacea or Pandora's box?. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **21**, 129-166.
- Joffre, R. & Rambal, S. (1993) How tree cover influences the water balance of Mediterranean rangelands. *Ecology*, **74**, 570-582.
- Koch, P.L. & Barnosky, A.D. (2006) Late quaternary extinctions: state of the debate. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **37**, 215-250.
- Kruess, A. & Tschamtker, T. (2002) Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation*, **106**, 293-302.
- Lang, A. (2000) The pitfalls of pitfalls: a comparison of pitfall trap catches and absolute density estimates of epigeal invertebrate predators in arable land. *Journal of Pest Science*, **73**, 99-106.
- Lenoir, L. & Lennartsson, T. (2010) Effects of timing of grazing on arthropod communities in semi-natural grasslands. *Journal of Insect Science*, **10**, 1-24.
- Littlewood, N.A. (2008) Grazing impacts on moth diversity and abundance on a Scottish upland estate. *Insect Conservation and Diversity*, **1**, 151-160.
- Lobo, J.M., Hortal, J. & Cabrero-Sañudo, F.J. (2006) Regional and local influence of grazing activity on the diversity of a semi-arid dung beetle community. *Diversity and Distributions*, **12**, 111-123.
- MacDonald, D.W. & Barrett, P. (1993) *Mammals of Britain and Europe*. Harper-Collins Publishers, London, United Kingdom.
- McFadden, D. (1974) Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. *Frontiers in Economics* (eds. Zarembka, P.). Academic Press, New York, United States of America.
- Mitchell, F.J.G. (2005) How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *Journal of Ecology*, **93**, 168-177.
- Morris, M.G. (2000) The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grassland. *Biological Conservation*, **95**, 129-142.

- Myers, N., Mittermier, R.A., Mittermier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Olea, L. & Miguel-Ayanz, A.S. (2006) The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. *21<sup>st</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*.
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2000) Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, **133**, 225-245.
- Pereira, P.M. & Fonseca, M.P. (2003) Nature vs. nurture: the making of the *montado* ecosystem. *Conservation Ecology*, **7**, 7-37.
- Pikälä, J. (2000) Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conservation Biology*, **14**, 705-712.
- Pinto-Correia, T. & Mascarenhas, J. (1999) Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese *montado*. *Landscape and Urban Planning*, **46**, 125-131.
- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. & Sá-Sousa, P. (2011) Introducing the *montado*, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agroforestry Systems*, **82**, 99-104.
- Plieninger, T. & Wilbrand, C. (2001) Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. *Agroforestry Systems*, **51**, 23-34.
- Plieninger, T., Pulido, F.J. & Konold, W. (2003) Effects of land use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation*, **30**, 61-70.
- Quartau, J.A. & Carvalho, E.L. (1998) *Contribuição para o melhor conhecimento dos insectos em Portugal: chaves para a determinação das ordens*. Publicações avulsas do Museu Bocage, 2ª série, Lisboa, Portugal.
- Rabaça, J.E. (1990) The influence of shrubby understory in breeding bird communities of cork oak (*Quercus suber*) woodlands in Portugal. *Portugaliae Zoologica*, **1**, 1-6.
- Rainho, A., Augusto, A.M. & Palmeirim, J. (2010) Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 850-858.

- Samways, M.J., McGeoch, M.A. & New, T.R. (2010). *Insect conservation: a handbook of approaches and methods*. Oxford University Press, New York, United States of America.
- Schaub, M., Martinez, N., Tagmann-Ioset, A., Weisshaupt, N., Maurer, M.L., Reichlin, T.S., Abadi, F., Zbinden, N., Jenni, L. & Arlettaz, R. (2010) Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. *Plos One*, **5**, e13115.
- Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Crick, H.Q.P. & Wilson, J.D. (2001) Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **84**, 191-206.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskar, A. (2001) Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 1839-1863.
- Sternberg, M., Gutman, M., Perevolotsky, A. & Kigel, J. (2003) Effects of grazing on soil seed bank dynamics: An approach with functional groups. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 375-386.
- Swets, J.A. (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, **240**, 1285-1293.
- Tagmann-Ioset, A., Schaub, M., Reichlin, T., Weisshaupt, N. & Arlettaz, R. (2012) Bare ground as crucial habitat feature for a rare terrestrially foraging farmland bird of Central Europe. *Acta Oecologica*, **39**, 25-32.
- Tellería, J.L. (2001) Passerine bird communities of Iberian dehesas: a review. *Animal Biodiversity and Conservation*, **24**, 67-78.
- Topping, C.J. & Sunderland, K.D. (1992) Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 485-491.
- Turner, M.G. (1989) Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **20**, 171-197.
- Vanhinsberg, D.P. & Chamberlain, D.E. (2001) Habitat associations of breeding Meadow Pipits *Anthus pratensis* in the British uplands. *Bird Study*, **40**, 159-172.
- Vera, F.W.M. (2000) *Grazing ecology and forest history*. CABI Publishing, United Kingdom.
- Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & Brown, V.K. (2001) The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 647-664.

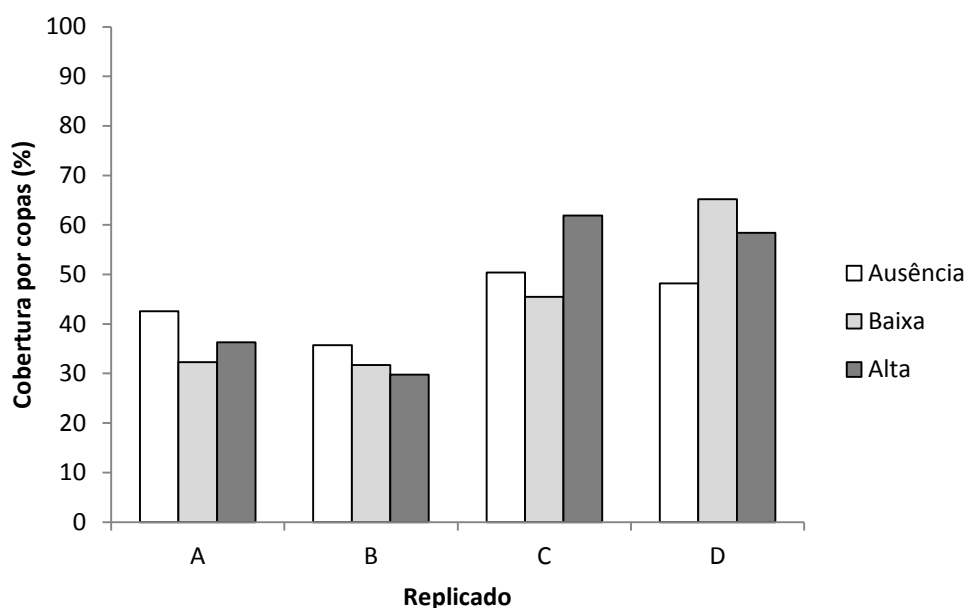
- Watkinson, A.R & Ormerod, S.J. (2001) Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 233-237.
- Whittingham, M.J. & Evans, K.L. (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, **146**, 210-220.
- Whittingham, M.J. & Devereux, C.L. (2008) Changing grass height alters foraging site selection by wintering farmland birds. *Basic and Applied Ecology*, **9**, 779-788.
- Winder, L., Holland, J.M., Perry, J.N., Woolley, C. & Alexander, C.J. (2001) The use of barrier-connected pitfall trapping for sampling predatory beetles and spiders. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **98**, 249-258.
- Zimov, S.A., Chuprynin, V.I., Oreshko, A.P., Chapin III, F.S., Reynolds, J.F. & Chapin, M.C. (1995) Steppe-tundra transition: a herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. *The American Naturalist*, **146**, 765-794.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.N. (2007) *Analysing ecological data*. Springer, New York, United States of America.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, United States of America

## Anexos

Anexo I – Listagem de todas as espécies observadas durante os transectos de contagem de aves em alimentação no solo.

Ordem	Família	Nome comum	Nome científico
<b>Charadriiformes</b>	<b>Charadriidae</b>	Abibe	<i>Vanellus vanellus</i>
<b>Ciconiiformes</b>	<b>Ardeidae</b>	Garça-boeira	<i>Bubulcus íbis</i>
<b>Coraciiformes</b>	<b>Upupidae</b>	Poupa	<i>Upupa epops</i>
<b>Passeriformes</b>	<b>Alaudidae</b>	Cotovia-das-árvores	<i>Lullula arborea</i>
	<b>Emberizidae</b>	Escrevedeira-de-garganta-preta	<i>Emberiza cirrus</i>
	<b>Fringillidae</b>	Chamariz	<i>Serinus serinus</i>
		Pintassilgo	<i>Carduelis carduelis</i>
		Tentilhão	<i>Fringilla coelebs</i>
		Verdilhão	<i>Carduelis chloris</i>
	<b>Motacillidae</b>	Alvéola-branca	<i>Motacilla alba</i>
		Petinha-dos-prados	<i>Anthus pratensis</i>
	<b>Paridae</b>	Chapim-azul	<i>Cyanistes caeruleus</i>
		Chapim-de-poupa	<i>Lophophanes cristatus</i>
		Chapim-real	<i>Parus major</i>
	<b>Sittidae</b>	Trepadeira-azul	<i>Sitta europaea</i>
	<b>Sylviidae</b>	Toutinegra-de-barrete-preto	<i>Sylvia atricapilla</i>
		Felosinha	<i>Phylloscopus collybita</i>
<b>Turdidae</b>	Cartaxo	<i>Saxicola torquata</i>	
	Melro	<i>Turdus merula</i>	
	Pisco-de-peito-ruivo	<i>Erithacus rubecula</i>	
	Tordo-comum	<i>Turdus philomelos</i>	

Anexo II – Percentagem de cobertura de copas nos diferentes talhões experimentais, com diferentes intensidades de pastoreio.



Anexo III – Resultados do modelo linear generalizado misto, que relaciona o número de aves com a intensidade de pastoreio. Os asteriscos representam as diferentes magnitudes de significância estatística (\* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ ).

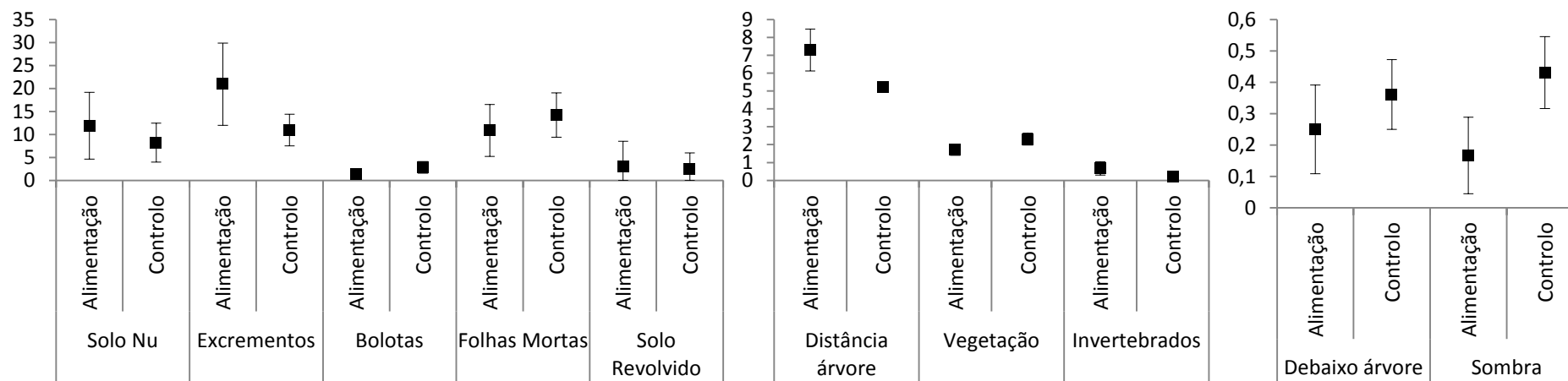
Espécie	Variável	AIC	Estimate	Std.Error	z value	Pr (> z )	
<i>Anthus pratensis</i>	Intercept	36,40	2,283	0,565	4,044	5,26e-05	***
	Pastoreio		-0,081	0,024	-3,384	0,000715	***
<i>Carduelis carduelis</i>	Intercept	47,02	0,596	0,743	0,802	0,423	
	Pastoreio		-0,006	0,037	-0,161	0,872	
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Intercept	31,97	1,412	0,363	3,893	9,89e-05	***
	Pastoreio		-0,056	0,031	-1,785	0,0742	
<i>Erithacus rubecula</i>	Intercept	58,38	3,329	0,122	27,328	<2e-16	***
	Pastoreio		0,019	0,007	2,657	0,00789	**
<i>Fringilla coelebs</i>	Intercept	19,54	2,681	0,103	26,089	<2e-16	***
	Pastoreio		0,020	0,010	2,131	0,0331	*
<i>Motacila alba</i>	Intercept	30,66	2,283	0,669	-1,541	0,123	
	Pastoreio		0,140	0,034	4,141	3,46e-05	***
<i>Parus major</i>	Intercept	21,90	1,912	0,179	10,651	<2e-16	***
	Pastoreio		-0,125	0,038	-3,328	0,000874	***
<i>Phylloscopus collybita</i>	Intercept	22,57	2,067	0,143	14,443	<2e-16	***
	Pastoreio		4,601e-05	0,015	0,003	0,998	

Anexo IV – Resultados do modelo linear generalizado misto, que relaciona a altura da vegetação, abundância de bolotas, excrementos e invertebrados e percentagem de folhas mortas, solo nu e solo revolvido com a intensidade de pastoreio. Os asteriscos representam as diferentes magnitudes de significância estatística (\* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ ).

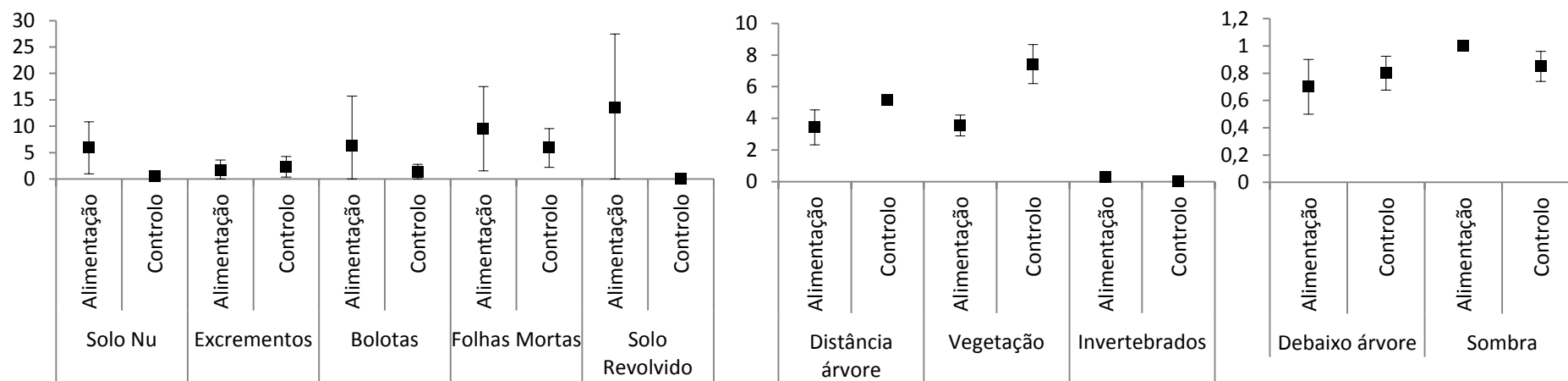
Variável	AIC	Estimate	Std.Error	z value	Pr (> z )	
<b>Intercept</b>	109,79	1,77469	0,14035	12,645	< 2e-16	***
<b>Bolotas</b>		0,06632	0,02365	2,804	0,00504	***
<b>Intercept</b>	41,89	0,61197	0,3598	1,701	0,089	
<b>Excrementos</b>		0,1079	0,01405	7,679	1,6-14	***
<b>Intercept</b>	91,02	1,241191	0,270322	4,592	4,40e-06	***
<b>Folhas mortas</b>		0,036189	0,005699	5,484	4,15e-08	***
<b>Intercept</b>	111,78	4,13057	0,69641	5,931	3,01e-09	***
<b>Invertebrados</b>		-0,17022	0,05257	-3,238	0,0012	**
<b>Intercept</b>	102,8	1,758949	0,146214	12,03	< 2e-16	***
<b>Solo Nu</b>		0,017591	0,004162	4,227	2,37e-05	***
<b>Intercept</b>	69,46	2,61447	0,12764	20,483	< 2e-16	***
<b>Solo Revolvido</b>		-0,22925	0,04539	-5,051	4,4e-07	***
<b>Intercept</b>	100,62	3,55608	0,36132	9,842	< 2e-16	***
<b>Vegetação</b>		-0,01853	0,00403	-4,598	4,26e-06	***

Anexo V – Gráficos que representam as várias variáveis ambientais (altura da vegetação, número de excrementos, bolotas e invertebrados, percentagem de solo nu, folhas mortas e solo revolvido, distância à árvore, sombra e se o local está debaixo da árvore) medidas em locais de alimentação e locais controlo ( $\pm$  intervalo de confiança a 95%) de várias espécies de aves (alvéola-branca, chapins, felosinha, petinha-dos-prados, pisco-de-peito-ruivo e tentilhão).

Álvéola-branca *Motacilla alba*



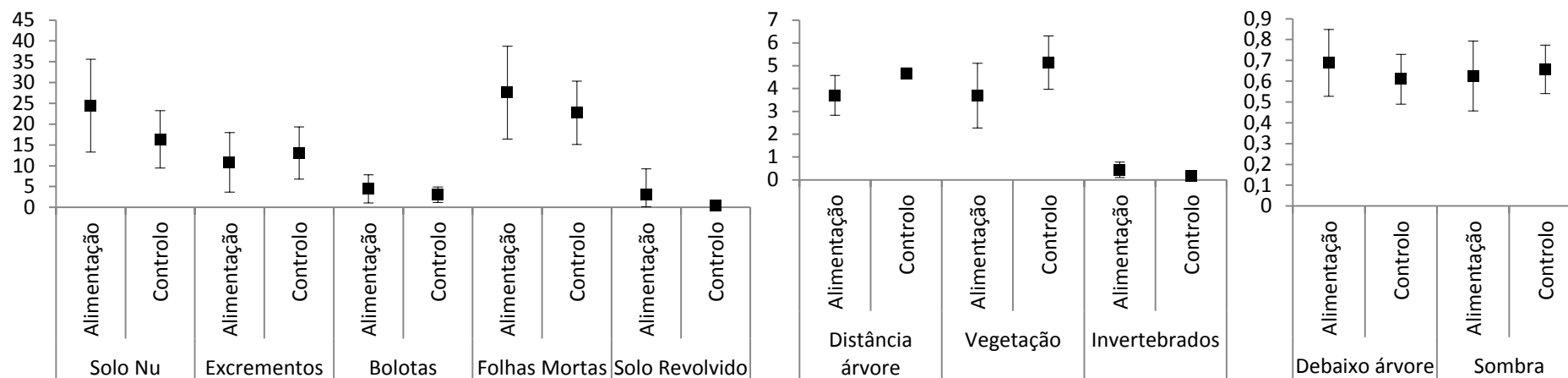
Chapins (Chapim-real *Parus major*, chapim-azul *Cyanistes caeruleus* e chapim-de-poupa *Lophophanes cristatus*)



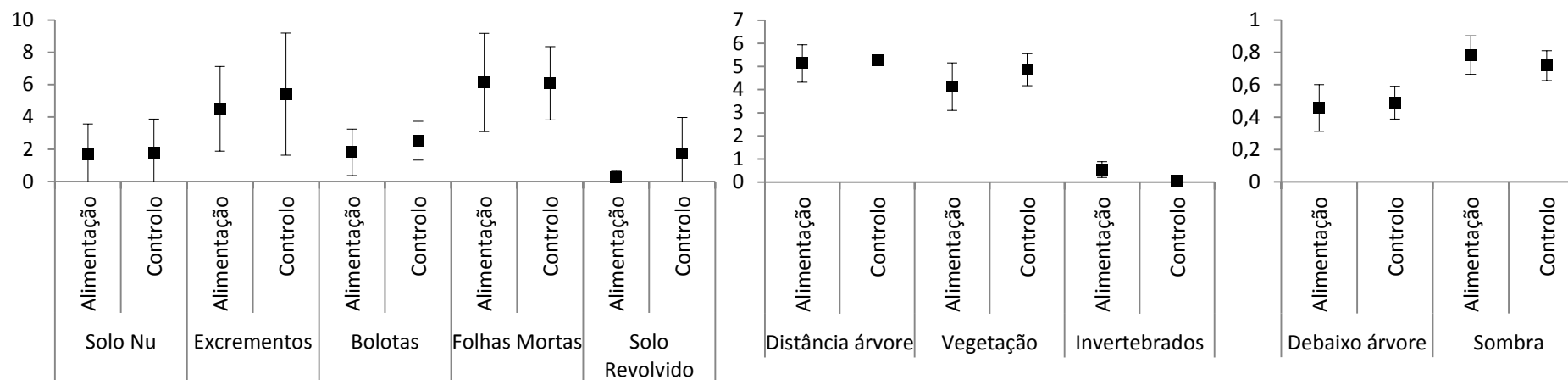


Anexo V (cont.) – Gráficos que representam as várias variáveis ambientais (altura da vegetação, número de excrementos, bolotas e invertebrados, percentagem de solo nu, folhas mortas e solo revolvido, distância à árvore, sombra e se o local está debaixo da árvore) medidas em locais de alimentação e locais controlo ( $\pm$  intervalo de confiança a 95%) de várias espécies de aves (alvéola-branca, chapins, felosinha, petinha-dos-prados, pisco-de-peito-ruivo e tentilhão).

Felosinha *Phylloscopus collybita*

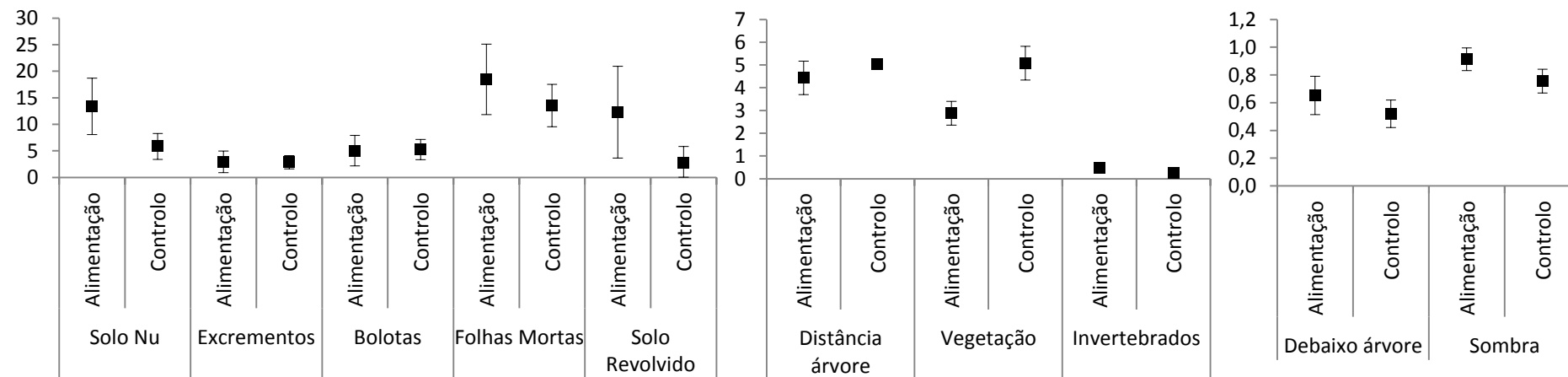


Petinha-dos-prados *Anthus pratensis*



Anexo V (cont.) – Gráficos que representam as várias variáveis ambientais (altura da vegetação, número de excrementos, bolotas e invertebrados, percentagem de solo nu, folhas mortas e solo revolvido, distância à árvore, sombra e se o local está debaixo da árvore) medidas em locais de alimentação e locais controlo ( $\pm$  intervalo de confiança a 95%) de várias espécies de aves (alvéola-branca, chapins, felosinha, petinha-dos-prados, pisco-de-peito-ruivo e tentilhão).

Pisco-de-peito-ruivo *Erithacus rubecula*



Tentilhão *Fringilla coelebs*

