

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Organização espacial do texugo europeu na Companhia das  
Lezírias, SA.**

Marcelo Gomes Silva

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação orientada por:  
Professora Doutora Margarida Santos Reis  
Doutor Luís Miguel Rosalino

2017

**O presente estudo foi realizado no âmbito de(a):**

a) Um protocolo de investigação estabelecido desde 2007 entre a Companhia das Lezírias, S.A. (CL) e o Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c), unidade de I&D da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL).

b) Plataforma LTsER Montado (<http://www.ltsermontado.pt/>), dedicada à investigação sócio ecológica de longo prazo do sistema Montado.

## Agradecimentos

Nem parece verdade que chegou ao fim! Esta tese não teria sido possível sem a ajuda de muitas pessoas. Deixo aqui um grande agradecimento a todos os que me apoiaram, direta ou indiretamente, para que esta tese se tornasse real.

À minha orientadora, a Professora Margarida Santos-Reis, por ter aceite orientar-me, por me propor este tema e por se mostrar disponível para responder às minhas perguntas, quer por e-mail ou pessoalmente, mesmo quando eu mandava coisas para serem corrigidas na véspera da entrega. Também ao Doutor Miguel Rosalino, por ter aceite ser meu coorientador e pela ajuda preciosa que me deu no pesadelo da estatística e por estar sempre disponível para responder às minhas dúvidas, por mais descabidas que fossem e por fazer sempre um esforço por me corrigir o trabalho o mais rápido possível.

À Companhia das Lezírias, por me ter permitido realizar este trabalho nos seus terrenos e por me ter fornecido estadia e meio de transporte no interior da Companhia. Ao Eng. Rui Alves, por sempre ter facilitado os processos para a realização deste trabalho e por ter ajudado a que as tocas mais importantes não tivessem sido destruídas por maquinaria pesada. Um agradecimento também a todos os trabalhadores da Companhia com os quais me fui cruzando e que sempre se mostraram disponíveis para ajudar no que fosse necessário.

À Sandra Alcobia, por toda a ajuda que me deu, durante e depois do trabalho de campo, por toda a informação que me forneceu sobre a Companhia e por todas as vezes que fez a ponte entre mim e a Companhia.

Ao Gonçalo Rosa, por me mostrar novas tocas, por me dar uma ajuda preciosa com a colocação das câmaras e por toda a informação que me foi dando, através das observações que ia fazendo nas suas câmaras.

À Mariana, a minha colega naquela casa isolada da civilização. Por toda a ajuda dada durante e depois do trabalho de campo. Por, mesmo depois de estar cada um em sua casa a escrever a sua tese, continuares a querer saber como iam andando as coisas. Foi um prazer partilhar este tempo contigo!

A toda a turma de Biologia da Conservação! Por tudo o que vivemos durante o nosso ano de aulas e por todo o apoio que me foram dando ao longo deste ano, nem que fosse simplesmente saber como andavam os texugos!

Agora, àqueles que mesmo não estando diretamente relacionados com a minha vida académica, me ajudaram ao longo deste ano para não andar a bater com a cabeça nas paredes:

À família escutista do 194 Batalha! Foi por causa disto as reuniões por telefone porque não podia ir ao Skype, as vezes em que levei uma mesa e uma cadeira e estava a fazer a tese ao mesmo tempo que ia mantendo os miúdos debaixo de olho.... Vendo bem, a vossa participação foi simplesmente ocupar-me tempo que devia estar a escrever a tese, mas pronto... vou considerar á mesma que vocês contribuíram!

Daniela, Filipe, Sandra e Diogo, obrigado por todo o apoio que me deram durante o trabalho, por aceitarem ir beber um café naqueles dias em que já só queria arranjar um motivo por sair de casa, por se mostrarem sempre disponíveis para ouvir as aventuras dos texugos, mesmo quando se calhar, isso não vos interessava minimamente.

Rita, não me esqueci de ti! (Como podia?!) Obrigado por estares sempre disponível para ouvir os meus desesperos e desabafos, por me dares sempre incentivo para continuar, por todas as noites que me fizeste

companhia por mensagem. Acho que foi só por causa das nossas conversas que não fiquei (mais) maluco!

Marta, obrigado pelo tempo que perdeste a ler esta tese á procura de erros e de ideias tão trocadas que só eu é que as entendia (e ás vezes nem mesmo eu!). Obrigado pelo tempo do teu estudo que despendeste, porque sabias que eu tinha de entregar a tese a tempo.

Pai e mãe, esta tese sem vocês era impossível! Desde a vossa (quase) infinita paciência para me aturarem quando estava maldisposto, às leituras da tese (isto é só para a mãe...), ao vosso apoio permanente, ao vosso suporte financeiro e logístico, nem sei por onde vos posso começar a agradecer... Muito obrigado por tudo!

E por fim: aos texugos (claro!), que se viram privados da sua privacidade durante seis meses! Esta tese só é mesmo possível graças a eles!

## Resumo

O texugo-europeu (*Meles meles*) é um carnívoro, que forma grupos sociais com um número variável de indivíduos. Cada grupo ocupa um território, que pode possuir várias tocas, ocupadas utilizadas pelos texugos como abrigo e local de reprodução, sendo estas bastantes importantes nas dinâmicas sociais desta espécie.

Devido à sua vasta área de distribuição, esta espécie apresenta diferentes hábitos, consoante a região onde se encontra. Na Península Ibérica, vários estudos sugerem que esta espécie ocorre em baixas densidades, sendo que os grupos sociais integram menos indivíduos que em regiões com maiores densidades populacionais. Os estudos realizados, no entanto, são referentes a áreas com pouca atividade humana.

O presente estudo tem como objetivo perceber quais os principais fatores que influenciam a atividade desta espécie numa exploração agro-silvo-pastoril, com bastante intervenção humana. Pretende-se verificar ainda a densidade, o tamanho dos grupos sociais e caraterizar a reprodução neste sistema.

Para tal, entre Setembro de 2016 e Abril de 2017 procedeu-se a um levantamento de tocas de texugo na Charneca do Infantado, propriedade da Companhia das Lezírias SA., efetuando-se uma caraterização das mesmas e à análise da atividade, com recurso à propeção de indícios de presença. De seguida, criaram-se modelos ecológicos, com vista a determinar os factores que mais influenciaram a atividade. Para realizar uma estimativa do tamanho dos grupos sociais e uma caraterização da reprodução, recorreu-se à técnica de foto-armadilhagem nas tocas que apresentaram maior atividade.

No total foram estudadas 45 tocas, pertencentes a 12 grupos sociais. Os modelos produzidos revelaram que a atividade nas tocas é influenciada principalmente pela diversidade estrutural da vegetação nas imediações da toca, pela intensidade de pastoreio e pelo tipo de solo. A análise às imagens recolhidas pelas câmaras, num total de 8654 registos de texugos, revelou que cada grupo social integra entre dois e quatro texugos adultos, sendo a média de 2,63 indivíduos adultos. As ninhadas integram uma ou duas crias, sendo que a média é de 1,8 crias. A estimativa da densidade populacional é de 0,73 indivíduos adultos por km<sup>2</sup>.

Os resultados obtidos corroboram outros estudos realizados anteriormente na Península Ibérica. No entanto, a densidade obtida é superior à densidade observada na Serra de Grândola, sugerindo que a gestão realizada pela Companhia das Lezírias poderá ser favorável à presença do texugo.

**Palavras-chave:** Texugo; organização especial; grupos sociais; foto-armadilhagem; densidade

## Summary

The European badger (*Meles meles*) is a carnivore, that lives in social groups with a variable number of individuals. Each group has a territory with several sets, used as a shelter and reproduction site. These setts are very important in the social dynamics of these specie.

Due to the great area of distribution of the badger, this specie has different behaviors, depending on the region. In Iberia, several studies suggest that this specie occurs in low density. As such, the social groups tend to have less individuals, compared to areas with higher densities. However, the studies conducted in Iberia were located in areas with little human intervention.

The present study has the objective of understand the factors that affects the activity of badgers in a agro-silvo-pastoral system, with intense human intervention. Another objectives are to determine the density, the social group size and characterize the reproduction.

From September, 2016 to April, 2017 a search for badger sets was conducted at Charneca do Infantado, a property of Companhia das Lezírias SA. The sets were characterized and a record of the activity in each sett was made analyzing signs of presence. Ecological models were created, to establish the factors that have a bigger influence in the activity. To estimate the social group size and characterize the reproduction, several camera-traps were installed near the most active badger sets.

45 setts were studied, belonging to 12 active social groups. The models revealed that the activity in the sets is mostly influenced by the vegetation structural diversity near the sett, the intensity of pasture and by the type of soil. The analysis of 8654 videos of badgers produced by the camera-traps revealed that each social group has 2 to 4 adult badgers, with a mean of 2.63 adult individuals per group. The litters had one or two cubs, with a mean of 1.8 cubs per litter. This population has a estimated mean of 0.73 adult badgers per km<sup>2</sup>.

These results are consistent with other studies developed in Iberia. However the density estimated in this study higher than that at Serra de Grândola, sugesting that the management strategies used by Companhia das Lezírias is favorable to the presence of the badger.

**Key-words:** Badger; spacial organization; social groups; camera-traping; density.

# Índice

<b>Agradecimentos .....</b>	<b>i</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>iii</b>
<b>Summary .....</b>	<b>iv</b>
<b>Lista de figuras .....</b>	<b>vi</b>
<b>Lista de tabelas .....</b>	<b>vii</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Área de estudo .....</b>	<b>5</b>
<b>3. Materiais e métodos.....</b>	<b>7</b>
3.1 Trabalho de campo.....	7
3.1.1 Levantamento de tocas .....	7
3.1.2 Caracterização do índice de atividade nas tocas .....	8
3.1.3 Monitorização das tocas principais .....	10
3.2 Análise estatística.....	13
<b>4. Resultados .....</b>	<b>16</b>
4.1 Padrão de distribuição das tocas e sua classificação .....	16
4.2 Padrões de atividade nas tocas .....	17
4.3 Fatores determinantes da atividade nas tocas.....	19
4.4 Tamanho dos grupos sociais e densidade populacional .....	22
4.5 Reprodução .....	22
<b>5. Discussão .....</b>	<b>26</b>
5.1 Padrões de localização e atividade nas tocas .....	26
5.2 Tamanho dos grupos sociais e densidade populacional .....	29
5.3 Reprodução .....	31
5.4 Pinhal da Lentisqueira: um caso particular .....	31
<b>6. Considerações finais .....</b>	<b>33</b>
<b>7. Bibliografia .....</b>	<b>34</b>
<b>8. Anexos .....</b>	<b>39</b>

## Lista de figuras

Figura 2.1 - Localização em Portugal, e mapa de usos do solo, da Charneca do Infantado (Gonçalves et al. 2012)

Figura 2.2 – Paisagem típica de parcela de pastoreio na Charneca do Infantado.

Figura 3.1- Dois exemplos de tocas de texugo, uma ativa (esquerda) e outra inativa (direita) detetadas na Charneca do Infantado (Companhia das Lezírias). Na imagem da esquerda é possível observar um amontoado de ervas secas, utilizado como material para ninho pelos texugos que, juntamente com a terra remexida junto à entrada, indicia que a toca está ativa. Na imagem da direita, existe um amontoado de folhas na entrada da toca, o que indicia que, de momento, a mesma se encontra inativa.

Figura 3.2 – Colocação das câmaras de foto-armadilhagem junto a tocas, em estaca (esquerda) e suportada por uma árvore (direita).

Figura 4.1 – Localização das tocas utilizadas no presente estudo, na Charneca do Infantado (Companhia das Lezírias, S.A.). As tocas estão assinaladas por pontos de diferentes cores, correspondendo cada cor a um grupo social diferente.

Figura 4.2 – Localização das tocas selecionadas para serem monitorizadas por câmaras dentro da Charneca do Infantado.

Figura 4.3 – Proporção de noites em que foi detetado pelo menos um texugo a interagir com a toca em observação ou um mínimo de três registos independentes (presenças); em que foram detetados um ou dois registos independentes (passagens); e em que não foi detetado qualquer texugo (ausências).

Figura 4.4 - Proporção de noites por mês em que foram detetadas presenças na toca 3, relativamente ao número total de noites em que a câmara esteve ativa.

Figura 4.5 - Proporção de noites por mês em que foram detetadas presenças na toca 6, relativamente ao número total de noites em que a câmara esteve ativa.

Figura 4.6 – Valor do Coeficiente de Correlação de Spearman para as variáveis significativamente correlacionadas. Do lado esquerdo encontram-se as variáveis relacionadas com a perturbação: pressão acumulada entre 2007 e 2017 (Press07\_17); anos com pastoreio (ANOS\_C\_PP) e pressão de pastoreio em 2016/17 (Press16\_17). À direita encontram-se as variáveis relacionadas com a alimentação: distância ao olival (Dist\_olival) e distância ao campo de cultivo (Dist\_pivot).

Figura 4.7 – Número de cópulas observadas por mês. Considerou-se cópulas de curta duração as que duravam menos de 2 minutos. Durações superiores a essa foram consideradas de longa duração.

## Lista de tabelas

Tabela 3.1 – Descrição das variáveis utilizadas na caracterização de cada toca e que foram usadas na construção dos modelos estatísticos.

Tabela 3.2 – Definições da estratégia de foto-armadilhagem para monitorização das tocas principais.

Tabela 3.3 – Variáveis utilizadas na criação dos modelos utilizados para testar cada hipótese formulada para justificar o padrão de uso das tocas pelos texugos.

Tabela 4.1 – Proporção de variância dos dados explicada por cada uma das componentes principais, por ordem de importância e proporção acumulada de variância explicada.

Tabela 4.2 – Correlação entre as variáveis originais e as componentes principais da PCA selecionadas para a construção dos modelos.

Tabela 4.3 - Variáveis incluídas nos melhores modelos para cada uma das hipóteses, com o respetivo valor de AIC. A coluna Df corresponde aos graus de liberdade de cada modelo,  $\Delta$ AIC corresponde à diferença de AIC relativamente ao valor de AIC do melhor modelo para a hipótese em teste e a coluna  $\Delta$ AIC total corresponde à diferença para o melhor modelo produzido pelo estudo. “Weight” corresponde à probabilidade de o modelo ser o melhor modelo dentro de cada hipótese.

Tabela 4.4 – Coeficientes das variáveis que integram o melhor modelo médio, erro padrão (EP), z-value e p-value (p), intervalo de confiança (IC) a 95% e importância relativa da variável no modelo. A negrito estão representadas as variáveis cujos intervalos de confiança de 95% dos seus coeficientes não incluem o zero.

Tabela 4.5 Número de adultos por grupo familiar, calculado segundo cada um dos critérios. As tocas pertencentes ao mesmo grupo social encontram-se indicadas na mesma linha.

Tabela 4.6 – Número de crias observadas por toca. Na toca 22 foram observadas um total de quatro crias em simultâneo, embora se tenha considerado que duas das crias fossem provenientes de outra toca.

Tabela 4.7 – Resultados do teste U de Mann-Whitney e respetiva significância. A negrito encontram-se os resultados estatisticamente significativos (Intervalo de confiança a 95%).

Figura 4.8 – Boxplots representando a média entre as variáveis estatisticamente significativas, em tocas com reprodução (Rep) e sem reprodução (Sem rep)

# 1. Introdução

Os padrões de utilização do espaço são bastante diversos dentro do reino animal, podendo variar entre a deriva bentónica de alguns invertebrados marinhos até a padrões bem definidos e específicas de utilização do espaço, como os que se observam num grande número de vertebrados (Wilson 1980). Dentro deste último taxon, cada espécie obedece a regras próprias e o estudo da organização espacial é essencial para a compreensão das dinâmicas das populações e das interações sociais. Um dos conceitos mais importantes, no que se refere à organização espacial das espécies é o território, uma área ocupada por um ou mais indivíduos, que exploram os recursos existentes nesse espaço e o defendem contra invasores (Wilson 1980; Kaufmann 1983). Quando mais que um indivíduo habita um território, estes em regra formam um grupo social, ou seja, um conjunto de indivíduos da mesma espécie com maior interação entre si do que com outros indivíduos conspecíficos, exteriores ao grupo (Wilson 1980).

Dentro dos vertebrados é possível encontrar-se uma grande variedade de comportamentos sociais. O comportamento social mais comumente observado em peixes, por exemplo, é a aglomeração em cardumes, uma estratégia social utilizada para proteção contra predadores (Pavlov & Kasumyan 2000). Em várias espécies de aves, indivíduos que não se reproduziram auxiliam indivíduos reprodutores a sustentar as crias, aumentando assim as probabilidades de sobrevivência das mesmas (Wilson 1980). Os primatas podem constituir grupos sociais bastante complexos, com fortes relações de dominância e cooperando em tarefas como caça, tendo sido observada partilha de alimento entre indivíduos (Wilson 1980).

Cerca de 10% a 15% dos carnívoros são sociais, tendo-se encontrado cinco principais razões para explicar a sociabilidade entre carnívoros (p.ex., Johnson et al. 2000; Macdonald 1983): 1) reduzido custo na ocupação de uma mesma área com outros indivíduos da mesma espécie, devido à elevada abundância, variabilidade ou rápida reposição de recursos; 2) uma dispersão condicionada pela reduzida adequabilidade do habitat; 3) benefícios das relações intraespecíficas, como a caça em grupo; 4) comportamentos de proteção contra predadores; e 5) cuidados alopARENTAIS. Em Portugal, apenas duas espécies de carnívoros possuem comportamentos sociais: o lobo (*Canis lupus*) e o texugo europeu (*Meles meles*). Alguns benefícios da socialidade são bastante evidentes no caso do lobo, uma vez que esta espécie caça em grupo, permitindo abater presas de maiores dimensões; e tem cuidados alopARENTAIS, significando que todos os membros do grupo, mesmo os que não se reproduzem, ajudam na criação das crias (Harrington et al. 1983; Moehlman & Hofer 1997).

O texugo constitui um caso particular no estudo da sociabilidade dos carnívoros (Macdonald 1983). É considerada uma espécie social, uma vez que habitam em grupos e partilham o mesmo território mas, no entanto, utilizam o território e alimentam-se isoladamente, não obtendo neste contexto vantagens observáveis dessa mesma sociabilidade. A hipótese mais aceite para explicar a sociabilidade nesta espécie é a hipótese da dispersão dos recursos (*Resource Dispersion Hypothesis* ou RDH; Macdonald 1983). Esta pressupõe que um texugo possui um vasto território, de modo a albergar vários locais de alimentação dispersos e fragmentados temporal e espacialmente, sendo que esse território poderá gerar recursos suficientes para albergar mais que um indivíduo, sem custos adicionais para os restantes indivíduos (Macdonald 1983; Johnson et al. 2000). Outra hipótese proposta (Revilla & Palomares 2002a), baseada na forte sazonalidade do clima mediterrânico, defende que as fêmeas, ao estabelecerem-se num novo território, fazem-no usualmente durante os meses de verão, quando os recursos são mais escassos. Com o início do Outono, os recursos tornam-se mais abundantes, permitindo que o mesmo território albergue um maior número indivíduos. Assim, as crias geradas pela fêmea no ano anterior

permanecerão no mesmo território, uma vez que o mesmo terá capacidade para as manter durante a maioria do ano.

A vasta distribuição geográfica do texugo europeu resulta em diferenças morfológicas, populacionais e comportamentais entre as diversas populações europeias desta espécie. Uma das diferenças mais evidentes é a densidade populacional. Roper (2010) considera elevadas densidades nacionais acima de 1 indivíduo por km<sup>2</sup> e reduzidas abaixo de 0,1 indivíduos por km<sup>2</sup>, sendo considerada moderada nos valores intermédios. Segundo esta classificação, a espécie encontra-se em elevadas densidades nas ilhas britânicas e na Suécia, densidades moderadas na maior parte da Europa Central e densidades reduzidas nos Países Baixos, Polónia, Lituânia e Estónia (Roper 2010). No entanto, esta classificação do autor apenas pode ser aplicada à escala nacional, uma vez que, quando aplicado à escala local, se verifica que o autor considera populações com 1 indivíduo por km<sup>2</sup> como apresentando uma densidade reduzida (Roper 2010). O nível de conhecimento desta espécie é também menor nas regiões onde esta existe em menores densidades.

As dimensões dos grupos sociais são bastante variáveis, podendo ir de um único casal reprodutor a mais de uma dezena de indivíduos (Revilla & Palomares 2002a; Robertson et al. 2015). A dimensão do território habitado por cada grupo varia com fatores como a densidade populacional ou o tamanho do grupo social (Roper 2010; Robertson et al. 2015). Em regiões onde as populações atingem densidades elevadas, os territórios têm áreas menores, podendo ocupar apenas 0,5 km<sup>2</sup> (Robertson et al. 2015), enquanto grupos com maior número de indivíduos tendem a ocupar territórios de maiores dimensões (Robertson et al. 2015). Em áreas de densidades reduzidas, como a floresta de Białowieża, na Polónia, a área ocupada por um só grupo pode alcançar os 25 km<sup>2</sup> (Kowalczyk et al. 2003b).

O texugo é uma espécie fossorial, construindo complexas tocas que são utilizadas como refúgio e como local de reprodução. Estas podem ser utilizadas durante várias gerações, havendo registos de tocas ativas com centenas de anos (Roper 2010). As tocas poderão ser utilizadas simultaneamente por vários membros pertencentes ao mesmo grupo familiar, sendo as proximidades das mesmas utilizadas para interações sociais entre os texugos, entre elas a cópula (Roper 2010). Possuem ainda uma grande importância para a reprodução desta espécie, uma vez que as fêmeas poderão escolher as mesmas tocas durante anos consecutivos para se reproduzirem (Revilla et al. 2001). Em locais de elevada densidade, tal como as ilhas britânicas, também é possível determinar a densidade de texugos, apenas com recurso à contagem das tocas (Wilson et al. 1997), considerando-se assim que o estudo das mesmas possui uma grande relevância para o estudo da organização espacial.

Uma vez que o texugo é um animal com hábitos noturnos, passa a maior parte do dia no interior das tocas. A saída das tocas dá-se ao anoitecer, regressando às mesmas antes do amanhecer (Kowalczyk et al. 2003a; Do Linh San et al. 2010; Monterroso et al. 2014).. No seu interior, as tocas podem possuir vários ninhos, ou camas, construídos a partir de erva seca e/ou outros materiais (Roper 2010). Estes ninhos são renovados frequentemente, devido ao acumular de ectoparasitas, pelo que exigem uma manutenção frequente. As tocas são mantidas regularmente pelos membros do grupo social, quer através da escavação da mesma, quer pela recolha de material para a criação de ninhos (Stewart et al. 1999).

Vários estudos têm-se focado na caracterização dos locais que os texugos selecionam para a construção das suas tocas (Virgós & Casanovas 1999; Revilla et al. 2001; Remonti et al. 2006; Obidziński et al. 2013). Um dos fatores apontados como tendo grande influência na escolha do local para o estabelecimento da toca é o tipo de solo, sendo que os texugos preferem solos argilosos e/ou arenosos para o estabelecimento das suas tocas, uma vez que este tipo de solo é mais fácil de escavar do que solos mais pedregosos (Kruuk 1978; Byrne et al. 2012). Solos com granulometrias mais finas são também mais porosos, permitindo que a água se infiltre mais rapidamente, prevenindo a inundação das tocas.

Também a vegetação aparenta ter uma forte influência (Kruuk 1978; Revilla et al. 2001; Jepsen et al. 2005; Lara-Romero et al. 2012b), sendo que no Parque Nacional de Doñana, Sul de Espanha, 78% das tocas estudadas estavam cobertas por vegetação arbustiva (Revilla et al. 2001). Outro fator frequentemente descrito como tendo influência negativa na seleção de local para construção das tocas desta espécie é a perturbação humana, como a presença de infraestruturas ou de campos agrícolas (Jepsen et al. 2005; Byrne et al. 2012; Lara-Romero et al. 2012b).

Cada grupo social pode utilizar várias tocas, encontrando-se estas dispersas pelo território. Consoante a sua utilização e complexidade as tocas podem ser classificadas em vários tipos: principais, *outliers*, anexos e tocas subsidiárias (Kruuk 1978; Thornton 1988). As tocas principais são permanentemente ocupadas e são utilizadas para reprodução, tendo, usualmente, um grande número de entradas. Os anexos localizam-se entre 50 a 150 metros da toca principal e têm um número intermédio de entradas, sendo também ocupadas durante a maior parte do tempo. Estão conectadas à toca principal por trilhos bem demarcados. *Outliers* são tocas utilizadas apenas esporadicamente, com apenas uma ou duas entradas (Kruuk 1978; Thornton 1988; Wilson et al. 1997). As tocas subsidiárias, tal como os anexos, têm um número intermédio de entradas, mas localizam-se a maior distância das tocas principais (Thornton 1988; Roper 2010). Em regiões com densidades mais elevadas, está documentada a existência de uma toca principal e um número reduzido de tocas secundárias por território (Thornton 1988; Roper 2010), podendo estimar-se a densidade local de texugos através da contagem de tocas principais (Thornton 1988; Wilson et al. 1997). Das teorias mais aceites para a utilização de múltiplas tocas, a redução da carga parasitária, uma vez que as tocas podem acumular um grande número de parasitas, como pulgas e carraças (Butler & Roper 1996; Broseth et al. 1997), ou a redução da probabilidade de infanticídio, quando as crias são geradas por fêmeas não dominantes (Kruuk 1978; Broseth et al. 1997), são das mais plausíveis.

A alimentação do texugo é bastante variada, dependendo da região geográfica (Goszczynski et al. 2000), comportando-se como especialista ou como generalista consoante as variações temporais e espaciais do meio (Rosalino et al. 2004b; Virgós et al. 2004). Em regiões do continente onde a minhoca terrestre é bastante comum, grande parte da alimentação do texugo é baseada neste recurso alimentar (Kruuk & Parish 1981; Goszczynski et al. 2000). Noutros ambientes mais áridos onde este recurso é menos abundante, o texugo tem uma alimentação mais diversificada, utilizando os recursos mais abundantes do meio em que se encontra (Revilla & Palomares 2002b; Fischer et al. 2005).

A biologia da reprodução do texugo é muito particular, devido à sua implantação diferida, (capacidade de manter o embrião em estado latente, sendo implantado no útero apenas quando as condições são favoráveis) e superfetação (capacidade de manter dois embriões em estádios diferentes de desenvolvimento) (Corner et al. 2015). O acasalamento pode ocorrer durante todo o ano, observando-se cópulas de curta duração, normalmente menos de dois minutos; e cópulas de longa duração, que podem chegar até 90 minutos (Yamaguchi et al. 2006; Roper 2010). Vários autores sugerem que a última poderá estar relacionada com um processo de ovulação induzida, i.e. necessidade de estimulação para a libertação de óvulos; sendo apenas as cópulas de longa-duração as bem-sucedidas (Yamaguchi et al. 2006). Em Inglaterra há uma maior ocorrência de eventos de longa duração entre Fevereiro e Maio (Yamaguchi et al. 2006; Roper 2010). Devido ao processo de implantação diferida, as crias nascem apenas na fase final do inverno ou início da primavera, variando consoante a latitude, tendo sido verificados nascimentos desde o início do mês de janeiro até ao início de abril (Revilla et al. 1999; Roper 2010). As ninhadas têm entre uma a cinco crias, sendo mais frequente serem constituídas por duas ou três crias (Roper 2010).

Vários trabalhos realizados até à data na Península Ibérica possibilitaram a deteção de várias diferenças relativamente aos padrões observados em áreas de elevada densidade, nomeadamente no Reino Unido

(e.g., Revilla et al. 1999; Revilla & Palomares 2002a; Rosalino et al. 2004a; Roper 2010). Até ao momento não foi realizado nenhum censo nacional de texugo em Portugal e Espanha, sendo portanto desconhecida a densidade global de texugos na Península Ibérica (Roper 2010). No entanto, estudos realizados à escala local, quer em Espanha quer em Portugal, observaram populações com densidades inferiores a 1 indivíduo por km<sup>2</sup> (Revilla et al. 1999; Virgós & Casanovas 1999; Rosalino et al. 2004a; Lara-Romero et al. 2012b), indiciando que a densidade global será, em princípio, reduzida. A reduzida densidade resulta num menor número de indivíduos por grupo familiar, habitualmente apenas o casal reprodutor e as crias do ano anterior (Revilla & Palomares 2002a; Rosalino et al. 2004a). Ocupam territórios de grandes dimensões, tendo sido registadas áreas médias de 4,46 km<sup>2</sup> na Serra de Grândola (Rosalino et al. 2004a) e 6,01 km<sup>2</sup> no Parque Nacional de Doñana, em Espanha (Revilla & Palomares 2002a).

Em Espanha, cada território, também engloba um maior número de tocas, comparativamente a populações de elevada densidade, tendo sido detetadas até 40 tocas no mesmo território (Revilla et al. 2001). Estas tocas são, no entanto, geralmente mais pequenas que as encontradas em regiões de maior densidade e não existe uma diferenciação tão marcada entre os vários tipos de tocas, sendo impossível classificar os vários tipos de tocas secundárias (anexas, *outliers* e tocas subsidiárias). Alguns autores têm salientado a dificuldade de encontrar uma clara distinção entre tocas principais e secundárias (Revilla et al. 2001; Loureiro et al 2007a).

Os principais recursos chave identificados na Península Ibérica foram frutos (figos, azeitonas e laranjas), cereais e insetos (Rosalino et al. 2004b; Requena-Mullor et al. 2015; Hipólito et al. 2016a). A importância de cada um destes recursos varia com o local onde foi realizado o estudo e com a época do ano comprovando a capacidade adaptativa da espécie.

Os estudos de reprodução realizados em Doñana, Sul de Espanha, observaram que o nascimento de crias ocorreu na primeira semana de Janeiro (Revilla et al. 1999). Numa população em cativeiro no Parc de Collserola, próximo de Barcelona, as crias nasceram durante o mês de Fevereiro e inícios de Março (Plaza 2005). Na Serra de Grândola, as ninhadas observadas eram compostas por 3 a 4 crias, não se encontrando referida a época de nascimento das mesmas (Rosalino et al. 2004a).

Apesar de o estatuto de conservação do texugo em Portugal ser considerado Pouco Preocupante (Cabral et al. 2005), é desconhecido o efetivo e a tendência populacional desta espécie à escala nacional. Uma das ameaças identificadas que afeta as populações portuguesas desta espécie é a mortalidade nas estradas. Foi estimada que a taxa de mortalidade ronda 5 indivíduos mortos anualmente em cada 100 km de estrada (Grilo et al. 2009). O seu abate é proibido em Portugal, mas existem registos de mortalidade desta espécie em técnicas de caça ilegais, como laços para javalis (Rosalino & Loureiro 2012). Existe também algum conflito entre esta espécie e as populações rurais, devido à convicção, por parte destas, que os texugos destroem as culturas agrícolas, tendo-se efetivamente verificado prejuízos na agricultura em Inglaterra, por exemplo (Roper et al. 1995).

Em Portugal, um dos ecossistemas em que o texugo se encontra presente é no montado (Rosalino et al. 2004a; Loureiro et al. 2007a). Este é um ecossistema tipicamente mediterrânico, resultante da interação entre o Homem e a natureza. Caracteriza-se por um povoamento esparso de árvores, especialmente sobreiro (*Quercus suber*) e azinheira (*Quercus rotundifolia*), com um subcoberto que representa um sistema de rotação entre pastagem, pousio e cultivo, mantido num equilíbrio dinâmico, podendo persistir durante centenas de anos (Pinto-Correia et al. 2011).

Desde o início do século XX tem-se vindo a assistir a várias alterações no montado, pondo em risco o seu frágil equilíbrio. A sobre-exploração do montado de sobre, quer através da intensificação da

agricultura, quer através do sobre-pastoreio, que impede a regeneração natural da vegetação; as doenças que afetam o sobreiro e as alterações climáticas têm ameaçado este ecossistema (Pinto-Correia et al. 2007). Por outro lado, sendo este um ecossistema dependente da intervenção humana, a presença do Homem é fundamental para a sua manutenção. Torna-se assim fundamental tomar opções de gestão compatíveis com a manutenção deste tipo de ecossistema. Também a presença do texugo no montado poderá ser condicionada por más opções de gestão, que conduzem a uma diminuição do habitat e dos recursos disponíveis para o texugo.

O presente estudo tem como objetivo principal caraterizar o padrão de distribuição das tocas e quais os fatores que condicionam a atividade nas tocas de texugos numa exploração agro-silvo-pastoril. Para tal serão testadas cinco hipóteses:

- 1) A atividade nas tocas está condicionada pela vegetação nas proximidades da toca;
- 2) A atividade nas tocas está condicionada pelas características do solo;
- 3) A atividade nas tocas está condicionada pela disponibilidade de alimento;
- 4) A atividade nas tocas está condicionada pela perturbação humana;
- 5) A atividade nas tocas está condicionada pela competição intra e interespecífica.

Adicionalmente pretende-se ainda verificar que fatores condicionam a seleção de uma toca para reprodução. Serão testadas as mesmas hipóteses formuladas para a atividade nas tocas, sendo expectável que diferentes fatores influenciem a escolha de uma toca para reprodução. Pretende-se também contribuir para uma caraterização da reprodução desta espécie e para a realização de uma estimativa do tamanho das ninhadas e da densidade de texugos na área de estudo.

## 2. Área de estudo

O trabalho de campo para este projeto foi realizado na Charneca do Infantado (38°48'N 8°49'O), uma propriedade pertencente à Companhia das Lezírias S.A., empresa pública responsável pela maior exploração agro-silvo-pastoril de Portugal. Localiza-se no centro litoral de Portugal, a cerca de 30 km a noroeste de Lisboa, na margem esquerda do rio Tejo. Situa-se em plena lezíria ribatejana, uma região agrícola fértil nas margens do rio Tejo e Sorraia, com grandes aproveitamentos agrícolas. Administrativamente, a Charneca do Infantado pertence à freguesia de Samora Correia, concelho de Benavente. Grande parte do território da Companhia está localizado dentro da Zona de Proteção Especial (ZPE) do Estuário do Tejo.

Climaticamente, esta região pertence à zona mediterrânica, sendo caracterizada por verões quentes e secos e invernos amenos e chuvosos. A temperatura média é de cerca de 16,3 °C e tem uma precipitação média anual de cerca de 700mm (Gonçalves et al. 2012). No entanto, durante o período em que o estudo foi realizado verificou-se uma situação de seca, tendo sido registada entre maio de 2016 e abril de 2017 uma temperatura média de 16,8 °C e 361 mm de precipitação (Dados da estação meteorológica da Companhia das Lezírias).

A orografia do terreno é pouco acentuada, com bastantes áreas planas e declives relativamente suaves. A Charneca do Infantado é cruzada por várias linhas de água, embora exista apenas uma linha de água permanente, a Ribeira de Vale Cobrão. Adicionalmente existem vários reservatórios de água artificiais e charcos temporários, distribuídos por toda a área da Charneca.

A Charneca do Infantado ocupa uma área de aproximadamente 10,000 hectares (Companhia das Lezírias S.A. 2017a). Desta área, 8,680 hectares correspondem a povoamentos florestais, dos quais 6.750 são povoamentos de montado de sobre (*Quercus suber*), 971 de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), 508 de pinheiro manso (*Pinus pinea*) e 476 de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (Companhia das Lezírias S.A. 2017b). Adicionalmente existem também áreas reservadas ao cultivo agrícola, sendo que existem, por exemplo, 250 hectares destinados à produção de milho, em regime de *pivot*, 70 hectares de olival e 240 hectares de pauis, destinados à produção de arroz (Figura 2.1).

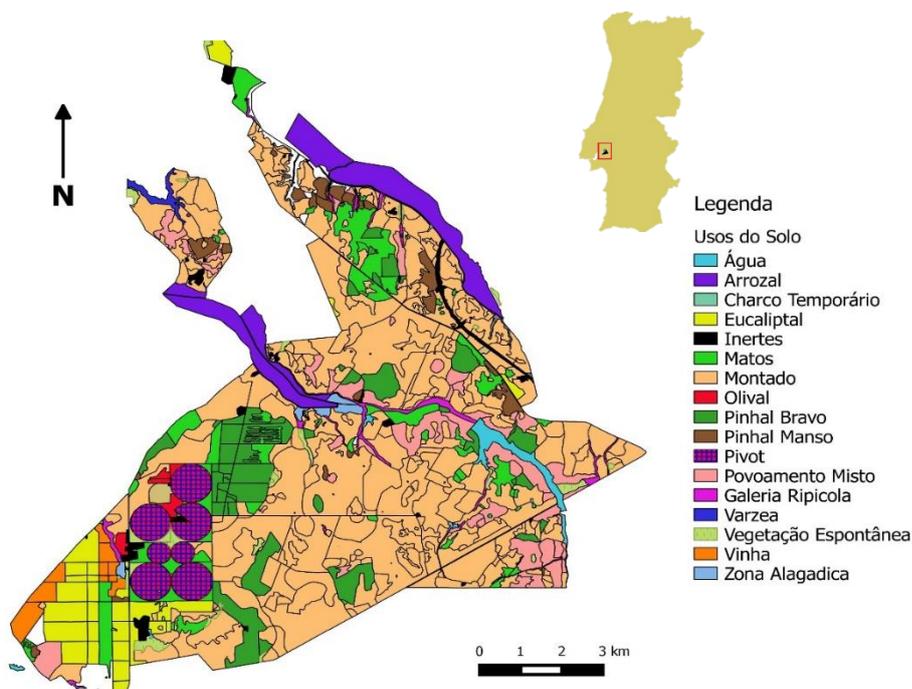


Figura 2.1 – Localização em Portugal, e mapa de usos do solo, da Charneca do Infantado (Gonçalves et al. 2012)

Outra importante produção da Companhia das Lezírias é o gado bovino, sendo que o pastoreio do mesmo é feito em regime de transumância, alternando entre a Charneca do Infantado, onde permanecem durante os meses de inverno, e a Lezíria Sul, outra propriedade da Companhia das Lezírias, onde se localizam as pastagens de verão. Na Charneca do Infantado, o gado é pastoreado em parcelas delimitadas por vedações, localizando-se principalmente nas áreas de montado de sobre (Figura 2.2).



Figura 2.2 – Paisagem típica de parcela de pastoreio na Charneca do Infantado.

Outras atividades económicas da Companhia das Lezírias são a extração da cortiça, que é realizada entre os meses de Junho e Agosto, e a caça, principalmente de javali e de aves migratórias (Companhia das Lezírias S.A. 2017c). Para fomentar a abundância de espécies cinegéticas, são mantidos alimentadores, que são regularmente abastecidos com cereais, sendo também utilizados por texugos como fonte de alimento (Hipólito et al. 2016a)

Esta área possui uma elevada diversidade de mamíferos, tendo sido detetadas 19 espécies de mamíferos não-voadores, incluindo 5 mustelídeos: doninha (*Mustela nivalis*), toirão (*Mustela putorius*), fuinha (*Martes foina*), lontra (*Lutra lutra*) e texugo (*Meles meles*). Outras espécies presentes são, por exemplo, o coelho (*Oryctolagus cuniculus*) e o javali (*Sus scrofa*) (Gonçalves et al. 2012).

### 3. Materiais e Métodos

#### 3.1 Trabalho de campo

##### 3.1.1 Levantamento de tocas

Para efetuar o levantamento da localização das tocas de texugo existentes no interior da área de estudo recorreu-se, em primeira instância, aos registos efetuados por estudos anteriores realizados na mesma área (p. ex., Hipólito et al. 2016b, Sandra Alcobia com. pess.). Todas as tocas previamente identificadas foram visitadas para a confirmação da sua existência atual e classificadas segundo os critérios abaixo indicados. A cada toca foi atribuído um número, que a identificou ao longo do estudo.

De modo a aumentar o tamanho amostral, foi realizada, entre setembro de 2016 e abril de 2017, uma prospeção do terreno, com o objetivo de encontrar novas tocas. Para tal, e seguindo a mesma metodologia que Hipólito et al. (2016b), realizaram-se vários transectos lineares e paralelos, com uma distância variável entre si mas garantindo que o transecto anterior estivesse dentro do campo visual do seguinte. Desse modo, áreas mais planas e com menos subcoberto vegetal permitiram maiores distâncias entre transectos, e áreas de terreno mais acidentado e/ou com bastante subcoberto, exigiram menores distâncias. Caso fosse observada alguma toca durante a realização do transecto, a mesma era classificada e a sua posição registada, com recurso a um sistema de posicionamento global (GPS). Foram considerados como tocas de texugo orifícios no solo, com uma inclinação de aproximadamente 45° e com pelo menos 20 cm de diâmetro (Roper 2010). Uma vez que o texugo e o coelho (*Oryctolagus cuniculus*) são os únicos mamíferos fossoriais presentes na área de estudo (Gonçalves et al. 2012), a probabilidade de classificar uma toca erroneamente é reduzida, devido ao tamanho inferior das tocas de coelho. De cada vez que uma toca era encontrada, era realizada uma prospeção mais meticulosa em redor da mesma para detetar outras possíveis entradas.

Devido a constrangimentos de tempo, não foi possível prospetar toda a área da Charneca, tendo sido escolhidas áreas mais propícias à existência de tocas, de acordo com as características da paisagem já identificadas em outras regiões Mediterrânicas como importantes na seleção de locais para a escavação de tocas (Revilla et al. 2001; Roper 2010).

Uma vez localizada, cada toca foi classificada sendo considerada ativa se apresentasse um ou mais dos seguintes critérios (Figura 3.1):

- Terra remexida no acesso à toca;
- Latrinas frescas nas proximidades da toca;
- Pegadas de texugo nas proximidades ou no acesso à toca;
- Materiais para ninho nas proximidades da toca.

Caso a toca não cumprisse nenhum dos critérios acima mencionados ou apresentasse sinais visíveis de abandono, como entradas abatidas ou folhada no acesso à toca, era considerada como inativa (Figura 3.1). Caso a toca apresentasse múltiplas entradas, bastava que uma das entradas apresentasse sinais de atividade para que a toca fosse considerada em atividade. Nesse caso, era também registado o número de entradas ativas e inativas da toca. Uma vez que as tocas poderão ser utilizadas secundariamente por outras espécies (p- ex., Mori et al. 2015), como a raposa (*Vulpes vulpes*) ou o sacarrabos (*Herpestes ichneumon*), procedeu-se também á procura de indícios (pegadas e dejetos) de outras espécies junto às tocas. Caso uma toca que aparentasse estar ativa devido à terra remexida, mas apresentasse indícios de

outras espécies, sem se observarem indícios de presença de texugo, assumiu-se que estava ocupada por outra espécie, sendo classificada como inativa.



Figura 3.1- Dois exemplos de tocas de texugo, uma ativa (esquerda) e outra inativa (direita) detetadas na Charneca do Infantado (Companhia das Lezírias). Na imagem da esquerda é possível observar um amontoado de ervas secas, utilizado como material para ninho pelos texugos que, juntamente com a terra remexida junto à entrada, indicia que a toca está ativa. Na imagem da direita, existe um amontoado de folhas na entrada da toca, o que indicia que, de momento, a mesma se encontra inativa.

As tocas que apresentassem sinais de atividade frequente, como a presença de grandes quantidades de solo no exterior da toca (sinal de escavações frequentes), material para ninho, a presença de latrinas recentes ou grande número de pegadas no acesso, eram consideradas como tocas principais (Kruuk 1978). Devido à dificuldade da distinção entre os vários tipos de tocas, em ambientes mediterrânicos, as restantes foram classificadas apenas como secundárias (Revilla et al. 2001). Esta classificação foi sendo retificada ao longo do estudo, devido à redução da atividade de algumas das tocas inicialmente classificadas como principais e ao aumento da atividade de tocas consideradas como secundárias.

Para discriminar as tocas por grupos sociais, utilizou-se como referência a área vital de 4,46 km<sup>2</sup>, estimada para a população de texugos da Serra de Grândola (Rosalino et al. 2004a). Assumindo que as tocas mais utilizadas se encontram no centro do território (Revilla et al. 2001), utilizou-se a localização das tocas principais como centróide, e traçou-se uma circunferência com 1191 metros de raio, considerando-se que pertenciam ao mesmo grupo todas as tocas que se encontrassem no interior dessa circunferência. Considerou-se uma exceção quando duas tocas principais se localizam a uma distância menor que o raio considerado, tendo-se assumido que pertenceriam a dois grupos distintos, sempre que outras evidências apontassem para tal (p. ex, marcação significativa entre as duas tocas). Foram também consideradas como pertencentes a grupos distintos tocas separadas por barreiras físicas, como corpos de água (ex: Ribeira de Vale Cobreão). Tocas que se apresentassem dentro do raio de duas tocas principais eram consideradas como pertencentes ao grupo social da toca principal que se localizava mais próxima. As tocas que se localizavam a uma distância superior a 1191 metros das tocas principais identificadas, foram agrupadas por proximidade e consideradas como grupos distintos. Nesses grupos, a distância entre as duas tocas mais distantes não poderia exceder os 2383 metros.

### 3.1.2 Caracterização do índice de atividade nas tocas

Para avaliar o índice de atividade das tocas por texugo, e quais os principais fatores que podem estar a influenciar a sua utilização, entre os meses de outubro de 2016 e abril de 2017 foi realizada uma visita

mensal a todas as tocas identificadas. Em cada visita as tocas foram caracterizadas utilizando os critérios enunciados anteriormente para a classificação do índice de atividade da toca.

Foram caracterizadas 21 variáveis ambientais (tabela 3.1). A caracterização da vegetação nas imediações da toca foi realizada com base no menor polígono convexo formado pela união das entradas de tocas mais externas, ao qual se adicionou um *buffer* de 2m, uma vez que as interações sociais desta espécie ocorrem principalmente nas imediações das tocas. Fez-se uma estimativa e caracterização visual da estrutura da vegetação existente nessa área, bem como da granulometria do solo, tendo como referência a granulometria do solo que se encontrava nas entradas de cada toca. Para reduzir possíveis enviesamentos, todas as estimativas foram efetuadas pelo mesmo observador. Com recurso ao *software* QGIS® versão 2.8.3 – Wien (Quantum GIS Development Team 2012) foi construído um sistema de informação geográfica (SIG), onde foi incluída informação referente a mapas de uso do solo, orografia, hidrologia e localização das tocas. A partir do SIG, foram também recolhidas outras variáveis que pudessem explicar a atividade das tocas. Para tal, recorreu-se ao mapa do uso dos solos da Charneca do Infantado (Gonçalves et al. 2012), modificado consoante as alterações detetadas no terreno, bem como aos dados da pressão do pastoreio por parcela e do tipo de solo, fornecidos pela Companhia das Lezírias e aos referentes aos indícios da presença de javali (Barros 2016). Foi também calculada a diversidade estrutural da vegetação nas imediações da toca, utilizando o índice de diversidade de Simpson (Simpson 1949), tendo em consideração as percentagens de cada tipo de vegetação (herbácea, arbustiva e solo nu).

Devido ao elevado número de variáveis associadas à hipótese da cobertura do solo, e com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA; Zuur et al. 2007) com as variáveis “cobertura arbórea”, “cobertura arbustiva”, “cobertura herbácea”, “altura dos arbustos” e “solo nu”. De todas as componentes principais geradas na PCA, foram selecionadas como variáveis candidatas no processo de modelação aquelas que, cumulativamente, explicavam pelo menos 80% da variabilidade da informação contida nas variáveis incluídas na PCA.

Tabela 3.1 – Descrição das variáveis utilizadas na caracterização de cada toca e que foram usadas na construção dos modelos estatísticos.

Variável	Descrição da variável	Tipo de variável	Classificação
Cobertura arbórea	Cobertura arbórea nas imediações da toca	Qualitativa	De 1 a 5 (1 menos denso e 5 mais denso)
Cobertura arbustiva	Cobertura arbustiva nas imediações da toca	Contínua	Percentagem
Cobertura herbácea	Cobertura herbácea nas imediações da toca	Contínua	Percentagem
Altura dos arbustos	Altura média dos arbustos nas imediações da toca	Contínua	Altura em centímetros
Solo nu	Solo nu nas imediações da toca	Contínua	Percentagem
Diversidade de vegetação	Diversidade estrutural da vegetação nas imediações da toca	Contínua	Índice de Simpson (entre 0 e 1)
Distância a estradas	Distância à estrada nacional mais próxima	Contínua	Distância em metros
Distância a caminhos	Distância ao caminho principal mais próximo	Contínua	Distância em metros

Distância á água	Distância à linha de água mais próxima	Contínua	Distância em metros
Usos do solo	Uso do solo e/ou povoamento vegetal dominante na área onde se encontra a toca	Qualitativa	Montado, povoamento misto, vegetação espontânea ou pinhal bravo
Subcoberto	Subcoberto dominante na área onde se encontra a toca	Qualitativa	Pastagens permanentes, matos, vegetação espontânea ou vegetação espontânea com matos
Granulometria	Granulometria do solo onde a toca foi escavada	Qualitativa	Areia, terra, pedregoso ou caminho <sup>1</sup>
Tipo solo	Tipo químico de solo na área onde se encontra a toca	Qualitativa	Podzol ou regossolo
Distância à toca vizinha	Distância à toca vizinha mais próxima, pertencente a um grupo social diferente	Contínua	Distância em metros
Distância ao olival	Distância ao olival mais próximo	Contínua	Distância em metros
Distância ao <i>pivot</i>	Distância ao pivot de rega (pertencente à Companhia das Lezírias) mais próximo	Contínua	Distância em metros
Distância a alimentadores	Distância ao alimentador de espécies cinegéticas mais próximo	Contínua	Distância em metros
Pressão de pastoreio 2016/17	Pressão de pastoreio na parcela em que se encontra inserida a toca, na época 2016/17	Contínua	Intensidade de pastoreio <sup>2</sup>
Anos sem pastoreio	Anos consecutivos em que não existe pastoreio na parcela onde se insere a toca	Discreta	Número de anos
Anos com pastoreio	Anos consecutivos com pastoreio na parcela onde se insere a toca	Discreta	Número de anos
Pressão de pastoreio 2007/17	Pressão de pastoreio acumulada na parcela em que se encontra inserida a toca, desde 2007 a 2017	Contínua	Intensidade de pastoreio <sup>2</sup>
Abundância de javali	Abundância de javali na área onde se encontra a toca	Contínua	Quantidade de indícios de javali (Barros 2016)

### 3.1.3 Monitorização das tocas principais

Após o levantamento inicial e localização das tocas, foram selecionadas aquelas que aparentavam estar mais regularmente ativas - sendo presumivelmente tocas principais (Kruuk 1978) - para serem monitorizadas continuamente através da instalação de camaras de foto-armadilhagem. Esta técnica

<sup>1</sup> Esta categoria aplicou-se a tocas localizadas debaixo de caminhos.

<sup>2</sup> Expresso em número de cabeças de gado por dia por hectare (Gonçalves et al. 2012)

consiste na colocação de câmaras associadas a sensores infravermelhos, sendo ativadas quando existe um movimento com uma alteração da temperatura do ambiente na zona monitorizada pelo sensor (Welbourne et al. 2016). Algumas das vantagens deste método incluem o facto de ser não-invasiva; obter-se um registo fotográfico do animal que ativa a câmara e associado ao registo do animal obterem-se registos de data e hora de atividade. As desvantagens relativamente a outras técnicas, como a identificação de pegadas através de estações de cheiro são um custo mais elevado do material e uma menor detetabilidade (Lyra-Jorge et al. 2008).

O equipamento utilizado foram 14 câmaras Moultrie® m-990i Gen2, equipadas com cartões de memórias de 16 Gb de armazenamento. Para uma otimização das definições das câmaras, foi realizado um estudo prévio, com a duração de 15 dias, em que se testaram diferentes opções de funcionamento. As definições que ofereceram uma melhor relação custo-eficiência entre a duração da bateria, quantidade de memória ocupada e quantidade de informação recolhida estão expressas na tabela 3.2 e foram aplicadas ao longo do restante estudo.

Tabela 3.2 – Definições da estratégia de foto-armadilhagem para monitorização das tocas principais.

Critérios	Opção escolhida
Foto ou vídeo	Vídeo
Duração do vídeo	30 segundos
Qualidade do vídeo	Baixa definição (854x480 pixels)
Sensibilidade do sensor	Alta
Tempo de disparo após o final do vídeo	5 segundos

As câmaras fotográficas foram instaladas a uma altura de cerca de 30 cm do solo (Figura 3.2), apoiadas em árvores ou em estacas, de modo a que o foco da câmara capturasse uma ou mais entradas ativas da toca a monitorizar. Nas tocas em que não era possível observar todas as entradas ativas com apenas uma câmara, foram colocadas mais câmaras, de modo a cobrir todas as entradas ativas.



Figura 3.2 – Colocação das câmaras de foto-armadilhagem junto a tocas, em estaca (esquerda) e suportada por uma árvore (direita).

As câmaras foram verificadas semanalmente, substituindo-se o cartão de memória e renovando-se as pilhas quando necessário. Sempre que a câmara fosse encontrada mal posicionada, ou por ter sido removida ou deslocada, também eram realizados ajustes. As câmaras foram colocadas no mês de outubro de 2016 e estiveram ativas entre novembro de 2016 e abril de 2017, correspondendo a 180 noites por

câmara e um total de 2520 noites de armadilhagem.

Após a visualização de cada vídeo, era registado o número de indivíduos observados, a idade (adulto ou cria), a sua interação com a toca (entradas, saídas, escavações ou preparação do ninho), assim como outros comportamentos e interações sociais relevantes (comportamento de luta ou de reprodução, por exemplo). O critério utilizado para a distinção entre cria e adulto foi o tamanho do indivíduo e a época do ano (Roper 2010).

Foi criado um registo de atividade, baseado nas observações das câmaras, em que era considerada uma presença sempre que numa noite era observado pelo menos um texugo a interagir diretamente com a toca (entrar ou sair, por exemplo), ou pelo menos três visualizações independentes (com pelo menos 30 minutos de intervalo entre observações) de um texugo, mesmo que não houvesse uma interação direta com a toca. Caso houvesse apenas um ou dois registos independentes de texugo numa noite, e não houvesse nenhuma interação com a toca, o registo era considerado como uma passagem casual, sendo considerada ausência quando não era observado nenhum texugo nessa noite. As noites em que a câmara esteve inoperacional por motivos técnicos, por ter sido removidas por algum animal ou por outro qualquer motivo, foram consideradas nulas.

Devido ao reduzido dimorfismo sexual e similaridade fenotípica entre indivíduos (Roper 2010), a sua identificação individual torna-se bastante difícil com base apenas nas filmagens. Apesar de haver estudos que defendem a diferenciação de texugos através do padrão da cauda (Dixon 2003), tal critério mostrou-se ineficaz, pois nem sempre o ângulo da filmagem permitia a observação da cauda, e mesmo quando tal acontecia, para obter uma identificação segura, era necessário uma boa iluminação e imobilidade do indivíduo, o que raramente acontecia.

Uma vez que nos minutos que se seguiam à emergência da toca, os indivíduos possuíam um comportamento errático, entrando e saindo repetidas vezes da toca e do campo de ação da câmara, podendo este comportamento durar até mais de uma hora, considerou-se que estimar o tamanho do grupo contando as entradas e saídas dos indivíduos das tocas, metodologia aplicada anteriormente noutras populações (Balestrieri et al. 2016), não seria a mais adequada.

Devido aos fatores referidos anteriormente, para realizar uma estimativa do tamanho dos grupos familiares, recorreu-se apenas às observações simultâneas de indivíduos, no mesmo vídeo (Roper 2010).

Devido à possibilidade de sobrestimar o tamanho do grupo, considerando-se indivíduos de outros grupos que pudessem encontrar-se de passagem (Christian 1994), realizou-se a contagem de texugos por toca com base em três critérios distintos:

Critério 1 – Número máximo de texugos observados simultaneamente;

Critério 2 – Número máximo de texugos observados simultaneamente, desde que esse número fosse observado em pelo menos 10 vídeos;

Critério 3 – Número máximo de texugos observados simultaneamente, desde que esse número fosse observado em pelo menos 1% do total de vídeos com texugo da toca em análise.

Assim, o primeiro critério assume que não existam passagens ocasionais de indivíduos provenientes de outros grupos, comportamento raramente observado e apenas em populações com densidades mais elevadas (Roper 2010).

O segundo critério assume que possam existir passagens ocasionais de membros de outros grupos, mas tal comportamento será, em princípio, pouco frequente, assumindo assim que a conjugação entre a observação simultânea de todos os elementos do grupo e de indivíduos de outros grupos não será

observado em mais de dez vídeos. Assume também que em todas as tocas será possível observar todo o grupo em pelo menos dez vídeos.

O terceiro critério tem como premissa que nas tocas com um menor número de observações de texugos, o número de vídeos em que se observa todo o grupo também decrescerá (i.e. será menos provável observar dez vezes o grupo todo numa toca com onze observações, comparando com uma toca com cem observações). Este critério assume, assim que, apesar de ser possível observar-se indivíduos provenientes de outros grupos em conjunto com o grupo observado, este será um evento muito raro, que ocorrerá em número inferior a 1% das observações totais na toca em estudo. Assume também que será possível observar-se todo o grupo em pelo menos 1% das observações.

Tendo em consideração que mais que uma toca pertencente ao mesmo grupo social podia estar a ser monitorizada por câmaras, foi considerado como tamanho do grupo social a toca com um valor mais elevado.

Foi considerado como registo de cópula todos os eventos em que se verificava uma interação sexual entre dois texugos, sendo registada como apenas uma cópula uma sucessão de vídeos em que não era verificada uma interrupção. As cópulas que duraram menos de 2 minutos foram consideradas como cópulas de curta duração e as que duraram mais (habitualmente 15 min ou mais) foram consideradas cópulas de longa duração (Yamaguchi et al. 2006). A duração da cópula foi calculada com base nas horas de início e de fim da mesma, registadas pelas câmaras.

### **3.2 Análise estatística**

De modo a estimar qual o padrão de distribuição espacial das tocas na área de estudo (i.e. agregado, disperso, etc.), recorreu-se ao sistema de informação geográfica (SIG) criado para o efeito e foi realizada uma análise do vizinho mais próximo (*Nearest Neighbour Index*). Segundo este índice, um valor inferior a 1 indica que as tocas possuem uma distribuição agregada, um valor próximo de 1 indica que a distribuição é aleatória, enquanto um valor superior a 1 indicia uma distribuição uniforme das tocas. (Clark & Evans 1954).

Os dados recolhidos mensalmente relativos à atividade de cada toca foram usados para calcular um índice de atividade por toca, que corresponde ao número de visitas mensais em que a toca apresentava indícios de atividade. Este índice tem assim um mínimo de 0, significando que a toca se encontrava inativa todos os meses em que foi verificada e um máximo de 7, que significa que em todos os meses foram encontrados indícios de atividade. O índice foi utilizado como variável dependente nas modelações ecológicas subsequentes (ver abaixo), cujo objetivo foi testar quais os fatores que estariam a determinar os padrões de utilização das tocas detetados. Assim, tendo em conta os determinantes da frequência com que as tocas são usadas que foram detetados em outras áreas de distribuição da espécie (ver Introdução), considerámos como condicionantes de uso das tocas pelos texugos variáveis associadas à vegetação (Hipótese 1), solo (Hipótese 2), alimentação (Hipótese 3), perturbação antrópica (Hipótese 4) e competição (Hipótese 5). Todas as variáveis relacionadas com estas hipóteses foram utilizadas no processo de modelação e estão discriminadas na tabela 3.1.

Numa primeira fase, a autocorrelação espacial dos dados foi testada através do índice de Moran I (Legendre 1993), para verificar o pressuposto de que os dados eram espacialmente independentes. Para evitar problemas associados à multicolinearidade das variáveis contínuas, foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman entre todas as variáveis em teste para cada hipótese, com exceção das variáveis

incluídas na PCA. Quando o coeficiente de Spearman era superior a 0,7, as variáveis eram consideradas fortemente correlacionadas, e apenas foi usada na construção dos modelos a variável com maior correlação com a variável dependente (Fowler et al. 1998).

Assim, para testar a validade de cada hipótese foram realizados Modelos Lineares Generalizados (GLM; Zuur et al. 2007), da família Poisson com a função de ligação “log”. Para cada hipótese foi criado um modelo envolvendo todas as variáveis consideradas e as várias combinações possíveis entre essas variáveis (Tabela 3.3). Para além das cinco hipóteses testadas, foi ainda formulada uma sexta hipótese – hipótese mista – composta pelas variáveis incluídas nos melhores modelos referentes a cada uma das primeiras cinco hipóteses (ver critérios abaixo), e que demonstrassem ter uma influência significativa, ou quase significativa (p-value <0,1) sobre a variável dependente.

Tabela 3.3 – Variáveis utilizadas na criação dos modelos utilizados para testar cada hipótese formulada para justificar o padrão de uso das tocas pelos texugos.

Hipótese em teste	Variáveis
<b>Vegetação</b>	PCA (cobertura arbórea + cobertura arbustiva + cobertura herbácea + altura dos arbustos + solo nu) + diversidade da vegetação + usos do solo+ subcoberto
<b>Solo</b>	Granulometria + tipo de solo
<b>Alimentação</b>	Distância a olival + distância a campo de cultivo + distância a alimentadores + distância a água
<b>Perturbação</b>	Pressão de pastoreio 2016/17 + anos sem pastoreio + anos com pastoreio + pressão de pastoreio 2007/17 + distância a estradas + distância a caminhos
<b>Competição</b>	Abundância de javali + distância à toca vizinha

A seleção dos melhores modelos, para cada hipótese (numa primeira fase) e entre hipóteses (numa fase final) baseou-se no Critério de Informação de Aikake (AIC), sendo considerados os melhores modelo aqueles que possuíam um valor de AIC mais reduzido (Burnham & Anderson 2002), e cuja diferença de AIC para o modelo com menor AIC fosse menor que 2 (i.e.  $\Delta AIC < 2$ ; Burnham & Anderson 2002). Uma vez que mais que um modelo cumpriu este critério, foi calculado o modelo médio para estimar os coeficientes das variáveis que entravam nesses modelos. Para evitar considerar variáveis não informativas ou cuja influência na variável dependente era ambígua, apenas foram consideradas na discussão variáveis cujo intervalo de confiança de 95% do coeficiente (CI95%) não incluía o zero (Arnold 2010). A importância relativa de cada variável foi calculada somando-se o peso de cada um dos modelos, pertencentes ao modelo médio, em que a variável figurava.

Finalmente a robustez do modelo e a sua adaptação aos dados foi avaliada através do cálculo do  $R^2$ , para verificar a percentagem de variância dos dados explicada pelo modelo selecionado (Symonds & Moussalli 2011). Para comprovar que os dados não foram afetados pela autocorrelação espacial, foi calculada a autocorrelação dos resíduos do modelo médio (Kühn 2007).

Para determinar quais os fatores que influenciam a escolha de uma toca para ser utilizada para reprodução, e face ao reduzido número de tocas com evidências de reprodução, recorreu-se à realização de testes para verificar a diferença de médias, entre as variáveis numéricas (i.e. variáveis discretas e contínuas) em estudo, em tocas principais com e sem reprodução. Consideraram-se apenas as tocas onde foram observadas crias como tocas onde ocorreu reprodução. Por não se ter verificado a normalidade dos dados, procedeu-se á realização testes não paramétricos, tendo sido utilizado o teste U de Mann-Whitney.(Mann & Whitney 1947). Para uma visualização gráfica dos resultados, recorreu-se á criação

de *boxplots*. A variável dependente considerada foi a presença ou ausência de reprodução numa toca, obtida através da observação de crias nos vídeos (ver acima). Utilizaram-se novamente as variáveis expressas na tabela 3.1 como variáveis independentes. Para verificar se os dados relativos à pressão de pastoreio em cada parcela eram proporcionais aos registos de gado detetados pelas câmaras, calculou-se o coeficiente de correlação de Spearman entre a pressão de pastoreio, nas tocas monitorizadas e o número de vídeos em que foram observadas vacas.

De modo a realizar-se uma estimativa da densidade de texugos na Charneca do Infantado, com base na estimativa do número de indivíduos por grupo (ver acima) calculou-se o número médio de texugos por grupo social. Tendo em conta o número total de grupos sociais identificados, estimou-se o total de indivíduos presentes na área de estudo, dividindo-se o produto do número médio de indivíduos por grupo social com o número total de grupos identificados na área em estudo. Devido à amostragem incompleta de toda a área da Companhia, no referido cálculo foi apenas considerada a percentagem de área prospectada no estudo corrente e em estudos anteriores (Hipólito et al. 2016b).

## 4. Resultados

### 4.1 Padrão de distribuição das tocas e sua classificação

Das 33 tocas identificadas em estudos anteriores, 22 ainda se encontravam estruturalmente identificáveis. Onze tocas não foram encontradas, ou encontravam-se destruídas, não sendo por isso utilizadas para o presente estudo. Através da nova prospeção do terreno e de informações fornecidas por terceiros (num total de 300ha), foram localizadas mais 23 tocas, perfazendo um total de 45 tocas em estudo (Figura 4.1). Em estudos anteriores tinham sido prospetados 4000 ha (Dário Hipólito, com. pes.), o que perfaz uma área de 4300 ha de prospeção e uma densidade de tocas de 1,05 tocas por km<sup>2</sup>. O índice do vizinho mais próximo teve um valor de 0.523, indicando que as tocas apresentavam uma distribuição espacial aglomerada (Clark & Evans 1954).

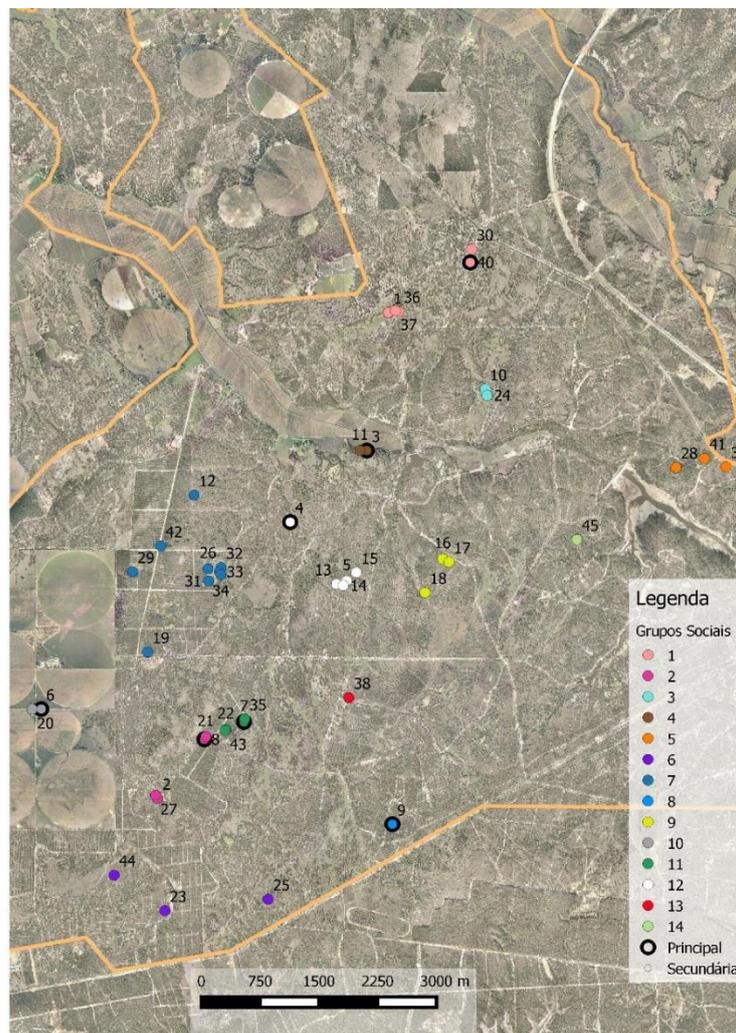


Figura 4.1 – Localização das tocas utilizadas no presente estudo, na Charneca do Infantado (Companhia das Lezírias, S.A.). As tocas estão assinaladas por pontos de diferentes cores, correspondendo cada cor a um grupo social diferente.

Das tocas em estudo, no mês de abril de 2017, trinta foram classificadas como estando ativas, doze como inativas e três como destruídas, tendo estas sido destruídas durante o período em que decorreu o estudo. Sete das tocas ativas foram classificadas como tocas principais, sendo as restantes classificadas como secundárias.

Foram identificados catorze grupos de tocas distintos (Figura 4.1), potencialmente correspondentes a 14 grupos sociais distintos. Embora as tocas 8 e 21 se encontrem suficientemente próximas das tocas 7, 22, 35 e 43 para poderem ser consideradas como pertencentes ao mesmo grupo, evidências baseadas na sua atividade e nos registos de vídeo sugerem que existem dois grupos sociais distintos nestas tocas. Assim, a distribuição mais provável das tocas por grupo sugere que as tocas 8 e 21 pertençam a um grupo social diferente do conjunto composto pelas 7, 22, 25 e 43. Em dois dos conjuntos de tocas (tocas 28, 39 e 41 e toca 38) nunca foi detetada atividade ao longo do estudo e, por isso, não foi possível identificar a toca principal destes grupos. Por esta razão estes grupos não foram considerados em cálculos posteriores.

#### 4.2 Padrões de atividade nas tocas

No início do estudo foram selecionadas as doze tocas que aparentavam possuir maior atividade para a colocação das câmaras, tendo sido colocadas duas câmaras nas tocas 2 e 17, para garantir uma melhor cobertura das entradas ativas (Figura 4.2).

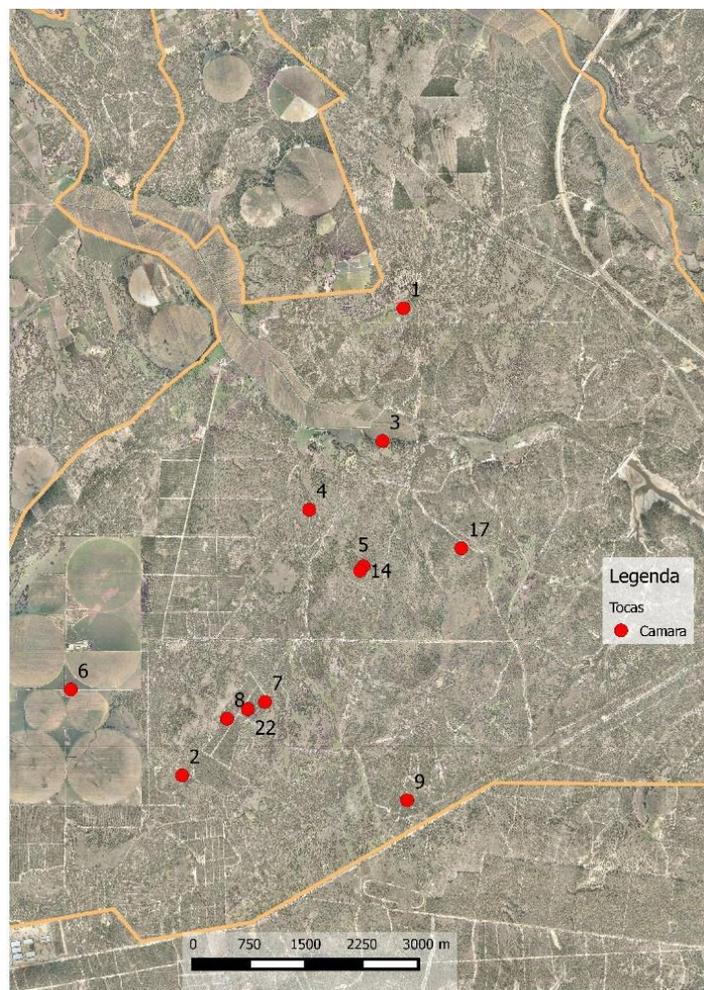


Figura 4.2 – Localização das tocas selecionadas para serem monitorizadas por câmaras dentro da Charneca do Infantado.

No total foram consideradas nulas 374 noites, correspondendo a uma média de  $31 \pm 26$  noites por toca em que não se verificaram registos, havendo em média  $150 \pm 26$  noites de registos vídeo por toca. No total, foram filmados 18966 vídeos de 30 segundos, correspondendo a 158 horas de gravação. Destes,

8654 (46%) capturaram registros de pelo menos um texugo e 1281 (7%) registros de outras espécies de mamíferos de médio ou grande porte (vacas, javali, coelho, gineta, fuinha, raposa ou sacarrabos). Não foi detetada uma correlação entre o número de vídeos em que foram observadas vacas com a pressão de pastoreio verificada na época de 2016/17 ( $r = 0,546$   $p = 0,066$ ).

Em média, em 41% das noites foi registada presença de texugos em interação com as tocas, em 15% passagens ocasionais de indivíduos e em 44% não foi observada qualquer atividade. Como ilustrado na figura 4.3, registou-se um contraste significativo na atividade ao nível de cada toca, sendo que em quatro tocas (3, 7, 8 e 22) registou-se uma percentagem de presenças superior a 50%, sendo que na toca 8 verificaram-se presenças em 85% das noites. No outro extremo, na toca 17 apenas em 5% das noites se registaram presenças e 3% passagens ocasionais. Foi ainda verificado que algumas tocas apresentaram uma grande variação temporal no índice de atividade. Essa tendência foi verificada, por exemplo, na toca 3 (Figura 4.4), que apresentou grandes níveis de atividade até ao início do mês de março, tendo sido praticamente abandonada depois dessa data. Outro exemplo deste padrão é a toca número 6 (Figura 4.5), com bastante atividade até ao final de dezembro, tendo sido menos ocupada entre janeiro e março, retomando a sua atividade no início do mês de abril. Apenas as tocas 7 e 22 apresentaram percentagens mensais de presenças acima de 50% ao longo de todo o estudo.

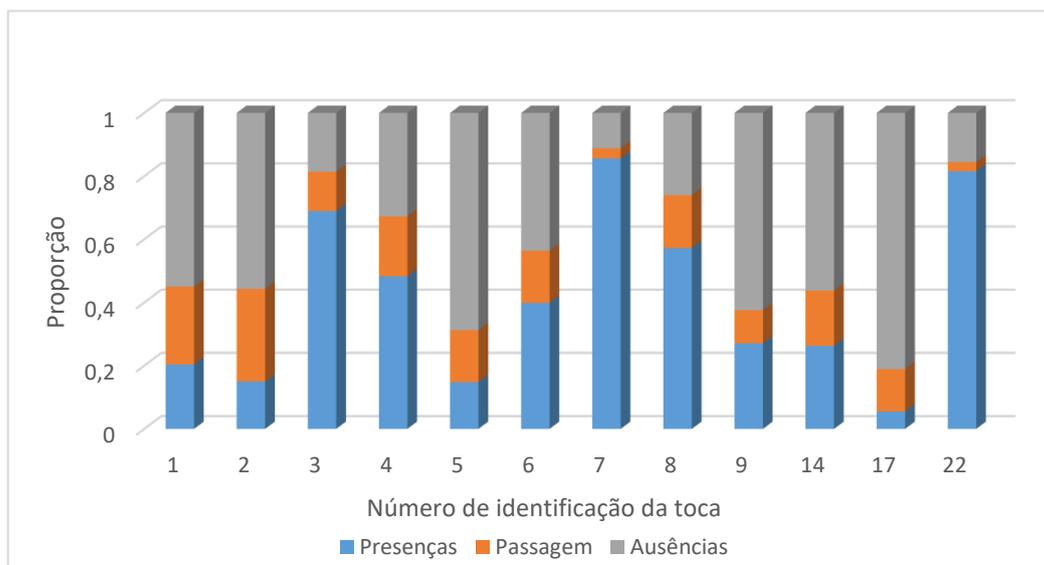


Figura 4.3 – Proporção de noites em que foi detetado pelo menos um texugo a interagir com a toca em observação ou um mínimo de três registos independentes (presenças); em que foram detetados um ou dois registos independentes (passagens); e em que não foi detetado qualquer texugo (ausências).

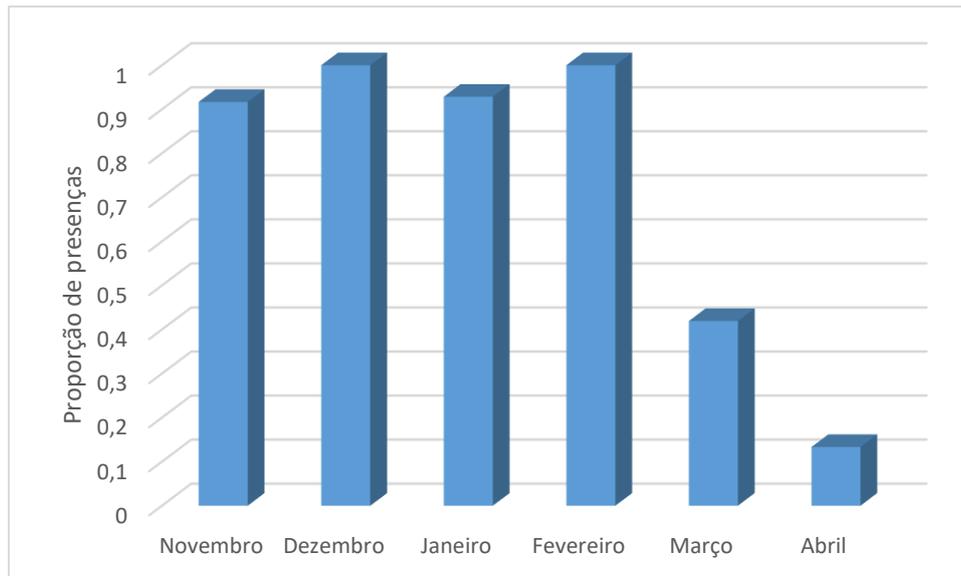


Figura 4.4 - Proporção de noites por mês em que foram detetadas presenças na toca 3, relativamente ao número total de noites em que a câmara esteve ativa.

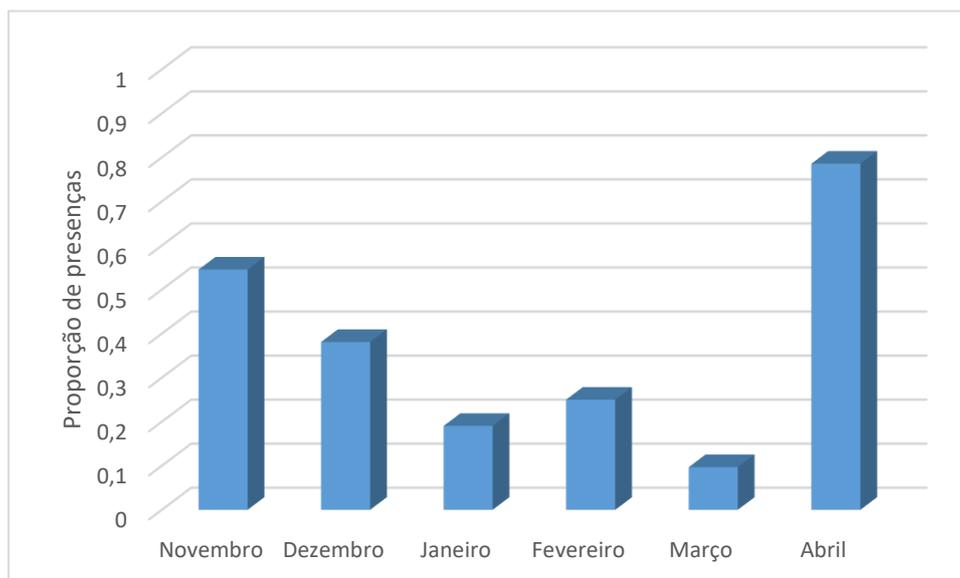


Figura 4.5 - Proporção de noites por mês em que foram detetadas presenças na toca 6, relativamente ao número total de noites em que a câmara esteve ativa.

### 4.3 Fatores determinantes da atividade nas tocas

Das trinta e quatro tocas consideradas para análise dos fatores que determinam o seu uso, foi atribuída uma cotação máxima de 7, ou seja, presença de atividade em todos os meses em que decorreu o estudo, a sete tocas e o nível mínimo de 0 a três tocas.

Não foi detetada autocorrelação espacial significativa entre os dados (Moran I= -0.053; p= 0.822). O coeficiente de correlação de Spearman mostrou haver uma correlação elevada entre as variáveis “pressão

de pastoreio 2016/17”, “anos com pastoreio” e “pressão de pastoreio 2007/17”, variáveis candidatas aos modelos referentes à hipótese da perturbação (i.e.  $r_{Press07\_17-Anos\_C\_PP}=0.77$ ,  $p<0.001$ ;  $r_{Press07\_17-Press16\_17}=0.77$ ,  $p<0.001$ ;  $r_{Anos\_C\_PP-Press16\_17}=0.79$ ,  $p<0.001$ ; Figura 4.6). Por outro lado, também as variáveis “distância ao *pivot*” e “distância ao olival”, referentes à hipótese da alimentação, estavam altamente correlacionadas ( $r=0.97$ ,  $p<0.001$ ; Figura 4.6). Destas, as variáveis que apresentaram maior relação com a variável dependente foram: a pressão de pastoreio em 2016/17 ( $r_s=0.258$ ), de entre as variáveis da hipótese da perturbação, e a distância ao olival ( $r_s= -0.237$ ), no que respeita aquelas associadas à alimentação. Assim, estas variáveis foram as selecionadas para a construção dos modelos.

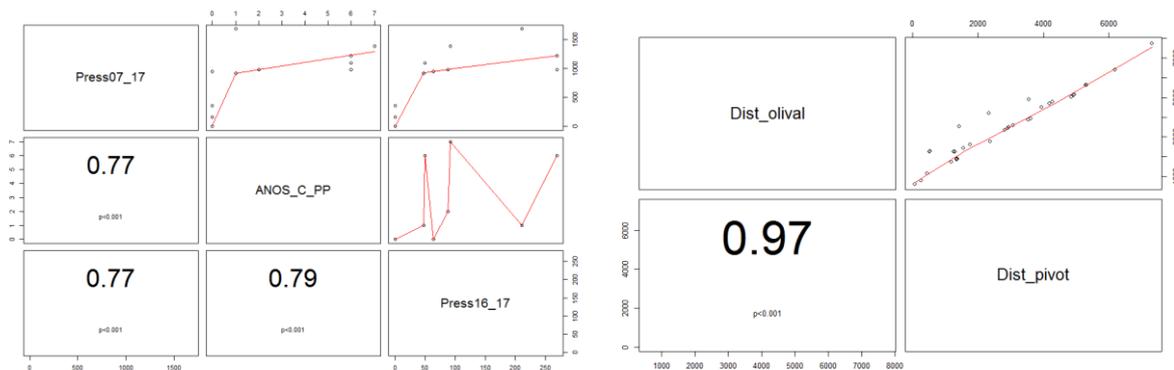


Figura 4.6 – Valor do Coeficiente de Correlação de Spearman para as variáveis significativamente correlacionadas. Do lado esquerdo encontram-se as variáveis relacionadas com a perturbação: pressão acumulada entre 2007 e 2017 (Press07\_17); anos com pastoreio (ANOS\_C\_PP) e pressão de pastoreio em 2016/17 (Press16\_17). À direita encontram-se as variáveis relacionadas com a alimentação: distância ao olival (Dist\_olival) e distância ao campo de cultivo (Dist\_pivot).

A PCA resultou na criação de 5 componentes principais, estando a proporção de variância explicada por cada uma expressa na tabela 4.1. As duas componentes principais com maior importância, apresentam um valor de variância explicada acumulada de 80,1%, tendo sido, por isso, apenas estas duas selecionadas para a construção dos modelos relacionados com a hipótese da vegetação. A contribuição das variáveis originais para cada uma destas componentes está descrita na tabela 4.2.

Tabela 4.1 – Proporção de variância dos dados explicada por cada uma das componentes principais, por ordem de importância e proporção acumulada de variância explicada.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4	Comp. 5
<b>Proporção de variância</b>	0.545	0.256	0.123	0.076	$2.22 \cdot 10^{-17}$
<b>Proporção acumulada</b>	0.545	0.801	0.924	1	1

Tabela 4.2 – Correlação entre as variáveis originais e as componentes principais da PCA selecionadas para a construção dos modelos.

Variável	Componente 1	Componente 2
<b>Cobertura arbórea</b>	-0,431	-
<b>Cobertura arbustiva</b>	-0,501	-0,398
<b>Altura dos arbustos</b>	-0,507	-0,132
<b>Cobertura herbácea</b>	0,541	-0,271
<b>Solo nu</b>	-0,114	0,865

Foram produzidos um total de 91 modelos para testar as várias hipóteses consideradas, sendo que 31 foram construídos para testar a hipótese de a atividade nas tocas estar relacionada com a vegetação; três com o solo; sete com a alimentação; quinze com a perturbação; três com a competição e um que testou a hipótese nula, i.e. que nenhuma das variáveis consideradas neste estudo explica a atividade nas tocas (Anexo 1 e Anexo 2). De entre todos estes modelos apenas quatro (H1), um (H2), dois (H3), três (H4) e dois (H5) foram considerados como melhor modelos (i.e.  $\Delta AIC < 2$ ), respetivamente (Tabela 4.3). Analisando todas as variáveis que compunham estes melhores modelos, apenas cinco variáveis cumpriam os critérios mencionados para integrarem a hipótese mista: diversidade de vegetação; distância ao olival; granulometria do solo; distância a caminhos principais e pressão de pastoreio em 2016/17 (Anexo 1).

Tabela 4.3 - Variáveis incluídas nos melhores modelos para cada uma das hipóteses, com o respetivo valor de AIC. A coluna Df corresponde aos graus de liberdade de cada modelo,  $\Delta AIC$  corresponde à diferença de AIC relativamente ao valor de AIC do melhor modelo para a hipótese em teste e a coluna  $\Delta AIC$  total corresponde à diferença para o melhor modelo produzido pelo estudo. “Weight” corresponde à probabilidade de o modelo ser o melhor modelo dentro de cada hipótese.

Hipótese	Variáveis	Df	LogLik	AIC	$\Delta AIC$	Weight	$\Delta AIC$ Total
<b>Nula</b>	-	1	-83,721	169,6	0	-	11,0
<b>Vegetação</b>	Subcoberto + Diversidade de vegetação + Componente 1	6	-73,950	163	0	0,209	4,4
	Subcoberto + diversidade de vegetação	5	-75,574	163,3	0,3	0,182	4,7
	Diversidade de vegetação	2	-79,981	164,3	1,3	0,107	5,7
	Componente 1 + diversidade de vegetação	3	-78,977	164,8	1,8	0,088	6,2
<b>Solo</b>	Granulometria	4	-75,027	159,4	0	0,781	0,8
<b>Alimentação</b>	Distância ao olival	2	-82,114	168,6	0	0,346	10,0
	Distancia a água + distância ao olival	3	-81,902	170,6	2	0,128	12,0
<b>Perturbação</b>	Distância a caminhos + Pastoreio 2016/17	3	-78,930	164,7	0	0,255	6,1
	Anos sem gado + distância a caminhos + Pastoreio 2016/17	4	-78,370	166,1	1,4	0,123	7,5
	Pastoreio 2016/17	2	-81,036	166,5	1,8	0,104	7,9
<b>Competição</b>	Distância à toca vizinha	2	-83,464	171,3	0	0,223	12,7
	Abundância de javali	2	-83,715	171,8	0,5	0,174	13,2
<b>Mista</b>	Granulometria + Diversidade de vegetação	5	-73,204	158,6	0	0,151	0
	Distância a caminhos + Pastoreio 2016/17 + Diversidade de vegetação	4	-74,792	159	0,4	0,123	0,4
	Granulometria + Pastoreio 2016/17 + Diversidade de vegetação	6	-72,095	159,3	0,7	0,104	0,7
	Granulometria	4	-75,027	159,4	0,8	0,097	0,8
	Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	3	-76,340	159,5	0,9	0,095	0,9

Os modelos com o AIC mais reduzido foram os modelos que suportam a hipótese mista e que tem como variáveis explicativas a distância a caminhos, a diversidade de vegetação, a granulometria do solo e o pastoreio. Destes, os primeiros cinco modelos desta hipótese são considerados bons modelos ( $\Delta AIC < 2$ ). Como mais que um modelo cumpria o critério para ser considerado melhor modelo ( $\Delta AIC < 2$ ), foi produzido um modelo médio, cujos resultados estão representados na tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Coeficientes das variáveis que integram o melhor modelo médio, erro padrão (EP), *z-value* e *p-value* (*p*), intervalo de confiança (IC) a 95% e importância relativa da variável no modelo. A negrito estão representadas as variáveis cujos intervalos de confiança de 95% dos seus coeficientes não incluem o zero.

Variável	Coeficiente	EP	<i>z-value</i>	<i>p</i>	IC (2,5%)	IC (97,5%)	Importância relativa
<b>Interseção</b>	0,719	0,601	1,175	0,240	-0,480	1,919	-
<b>Granulometria (terra)</b>	<b>-0,740</b>	<b>0,244</b>	<b>2,919</b>	<b>0,004</b>	<b>-1,237</b>	<b>-0,243</b>	<b>0,62</b>
Granulometria (pedregoso)	-0,115	0,246	0,450	0,653	-0,618	0,388	0,62
Granulometria (caminho)	0,264	0,403	0,629	0,530	-0,559	1,087	0,62
<b>Diversidade da vegetação</b>	<b>1,898</b>	<b>0,862</b>	<b>2,122</b>	<b>0,034</b>	<b>0,145</b>	<b>3,651</b>	<b>0,83</b>
<b>Distância a caminhos</b>	-0,157	0,091	1,662	0,096	-0,342	0,028	0,22
<b>Pastoreio 2016/17</b>	<b>0,194</b>	<b>0,092</b>	<b>2,041</b>	<b>0,041</b>	<b>0,007</b>	<b>0,381</b>	<b>0,56</b>

Como se pode observar pelos valores acima representados, apenas três variáveis apresentam intervalos de confiança de 95% dos seus coeficientes que não incluem o zero, i.e. é possível determinar com certeza se possuem uma influência positiva ou negativa sobre a variável dependente (Tabela 4.4). Assim a atividade nas tocas é influenciada positivamente por uma maior diversidade estrutural da vegetação nas proximidades da mesma e por uma maior intensidade de pastoreio na época 2016/17. Também se pode verificar que um solo constituído por terra tem uma influência negativa relativamente a solos compostos por areia (Tabela 4.4).

O valor de  $R^2$  foi de 0,397, sendo que a análise da autocorrelação espacial de resíduos mostrou que os dados não são afetados pela autocorrelação espacial (Moran I = -0,09;  $p = 0,55$ ).

#### 4.4 Tamanho dos grupos sociais e densidade populacional

Das 12 tocas monitorizadas por video-vigilância, os conjuntos 2 e 8; 4, 5 e 14; e 7 e 22 foram consideradas, respetivamente, como pertencendo a um mesmo grupo social (Figura 4.1), resultando numa estimativa de 8 grupos sociais distintos. As estimativas do número de adultos em cada grupo social, utilizando os critérios descritos (ver pág. 11), encontram-se na tabela 4.5.

Tabela 4.5 Número de adultos por grupo familiar, calculado segundo cada um dos critérios. As tocas pertencentes ao mesmo grupo social encontram-se indicadas na mesma linha.

Toca	Critério		
	1	2	3
<b>1</b>	2	1	2
<b>2 e 8</b>	4	3	3
<b>3</b>	3	3	3
<b>4, 5 e 14</b>	3	2	2
<b>6</b>	4	3	3
<b>7 e 22</b>	5	4	4
<b>9</b>	3	2	2
<b>17</b>	3	2	2

É possível verificar que a estimativa tamanho dos grupos sociais tem variações dependendo do critério aplicado. Segundo o 1º critério, os grupos sociais possuem entre 2 e 5 indivíduos (média =  $3,38 \pm 0,916$ ), o 2º critério entre 1 e 4 indivíduos (média =  $2,50 \pm 0,926$ ) e o 3º critério entre 2 e 4 indivíduos (média =  $2,63 \pm 0,744$ ). Tendo como base uma amostragem total de 12 grupos sociais distintos existentes na Charneca (Figura 4.1), e uma área prospectada de 43 km<sup>2</sup>, obteve-se uma densidade de 0,94 texugos adultos por km<sup>2</sup>, com base na média calculada através do critério 1; 0,70 texugos adultos por km<sup>2</sup>, com base na média calculada pelo critério 2 e 0,73 texugos adultos por km<sup>2</sup>, com base na média obtida pelo critério 3.

#### 4.5 Reprodução

Em seis tocas (3, 4, 7, 8, 9 e 22) das 12 monitorizadas foram observadas cópulas, num total de 41 ocasiões. Com exceção do mês de abril, foram observadas cópulas em todos os meses em que decorreu a amostragem, embora as de longa duração tenham apenas ocorrido em novembro e janeiro (Figura 4.7).

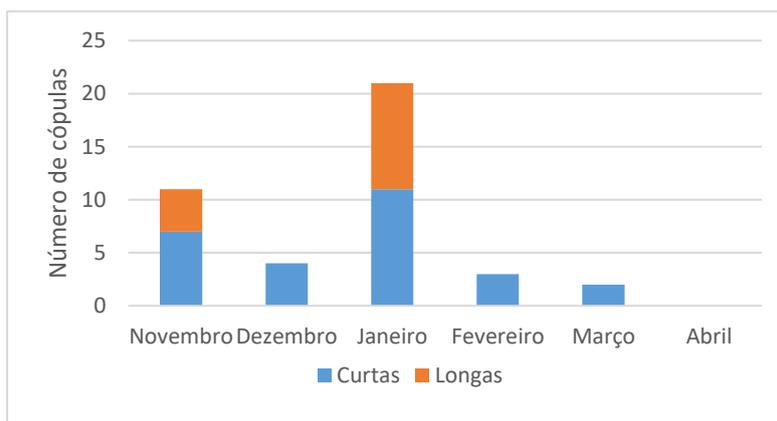


Figura 4.7 – Número de cópulas observadas por mês. Considerou-se cópulas de curta duração as que duravam menos de 2 minutos. Durações superiores a essa foram consideradas de longa duração.

Comportamentos de cópula foram registados com mais frequência durante o mês de janeiro, tendo sido observadas um total 21 cópulas de longa e curta duração entre os dias 2 e 18 desse mês (figura 4.7). Os restantes 20 eventos foram observados nos meses de novembro (11), dezembro (4), fevereiro (3) e março

(2). Foram observadas 27 cópulas de curta duração e 14 de longa duração. A cópula de longa duração mais curta observada teve uma duração de 12 minutos, enquanto a mais longa durou 75 minutos.

A presença de crias foi verificada apenas em cinco das tocas, tendo sido observadas em 589 vídeos (3,1% dos registos). Registou-se uma média de 1,8 crias por toca, observando-se a presença de duas crias em quatro tocas e apenas uma cria em uma toca (Tabela 4.6). As primeiras crias foram detetadas dia 4 de março, na toca 7, com registos frequentes a partir do dia 15 do mesmo mês até à conclusão do estudo. A última toca a registar crias foi a toca 22, onde as mesmas foram observadas pela primeira vez no dia 4 de abril.

Tabela 4.6 – Número de crias observadas por toca. Na toca 22 foram observadas um total de quatro crias em simultâneo, embora se tenha considerado que duas das crias fossem provenientes de outra toca.

Toca	Número de crias
4	2
6	2
7	2
8	1
22	2*

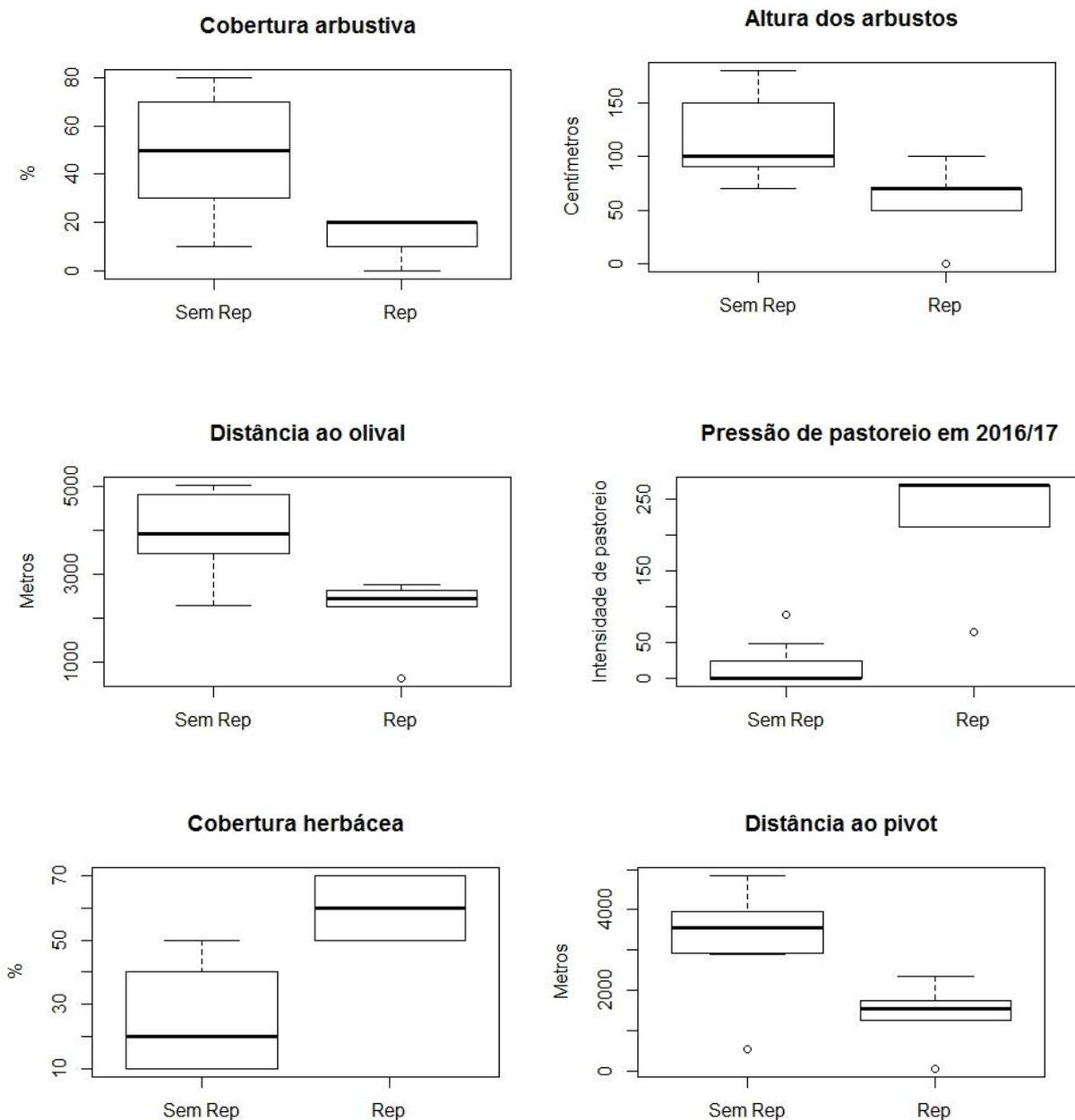
Apesar de terem sido observadas quatro crias na toca 22, esta observação ocorreu apenas em duas ocasiões, sendo as observações mais comuns de apenas duas crias nesta toca. Adicionalmente, nas observações referidas anteriormente, duas das crias possuíam uma dimensão bastante superior às outras duas, pelo que se assume que se possam tratar de duas ninhadas distintas, nascidas em alturas diferentes do ano. Devido ao facto de apenas terem sido registados dois vídeos das quatro crias e de a toca mais próxima (toca 7) pertencer ao mesmo grupo, considerou-se que as duas crias mais velhas eram provenientes da mesma, encontrando-se apenas de passagem nos vídeos em que foram observadas.

O teste de Mann-Whitney revelou algumas diferenças significativas na caracterização das tocas com e sem ocorrência de reprodução (Tabela 4.7, Figura 4.8)

Tabela 4.7 – Resultados do teste U de Mann-Whitney e respetiva significância. A negrito encontram-se os resultados estatisticamente significativos (Intervalo de confiança a 95%)

Variável	U de Mann-Whitney	p-value
Cobertura arbórea	12,5	0,432
Diversidade de vegetação	16,5	0,876
<b>Cobertura arbustiva</b>	<b>3,5</b>	<b>0,018</b>
<b>Altura dos arbustos</b>	<b>4,0</b>	<b>0,030</b>
<b>Cobertura herbácea</b>	<b>2,0</b>	<b>0,010</b>
Solo nu	16,5	0,876
Distância a caminhos	12,0	0,432
Distância a alimentadores	11,0	0,343
Toca vizinha	7,0	0,106
Distância a estradas	17,0	1,000
<b>Distância ao olival</b>	<b>3,0</b>	<b>0,018</b>
<b>Distância ao pivot</b>	<b>4,0</b>	<b>0,030</b>
Distância á água	15,0	0,755
<b>Pressão de pastoreio 2007/17</b>	<b>2,0</b>	<b>0,010</b>
<b>Anos sem pastoreio</b>	<b>5,0</b>	<b>0,048</b>
Anos com pastoreio	6,0	0,073
<b>Pressão de pastoreio 2016/17</b>	<b>1,0</b>	<b>0,005</b>
<b>Abundância de javali</b>	<b>4,0</b>	<b>0,030</b>

A análise às *boxplots* mostra que a vegetação em redor das tocas seleccionadas para reprodução tende a apresentar uma maior percentagem de vegetação herbácea e arbustos mais rasteiros (Figura 4.8). Tendem também a localizar-se mais próximas de áreas cultivadas (i.e. olivais e *pivots*) e em parcelas onde o pastoreio é mais intensivo (Figura 4.8). Localizam-se também em áreas onde existe menor abundância de javali (Figura 4.8). As *boxplots* referentes às restantes variáveis (não significativas) figuram no Anexo 3.



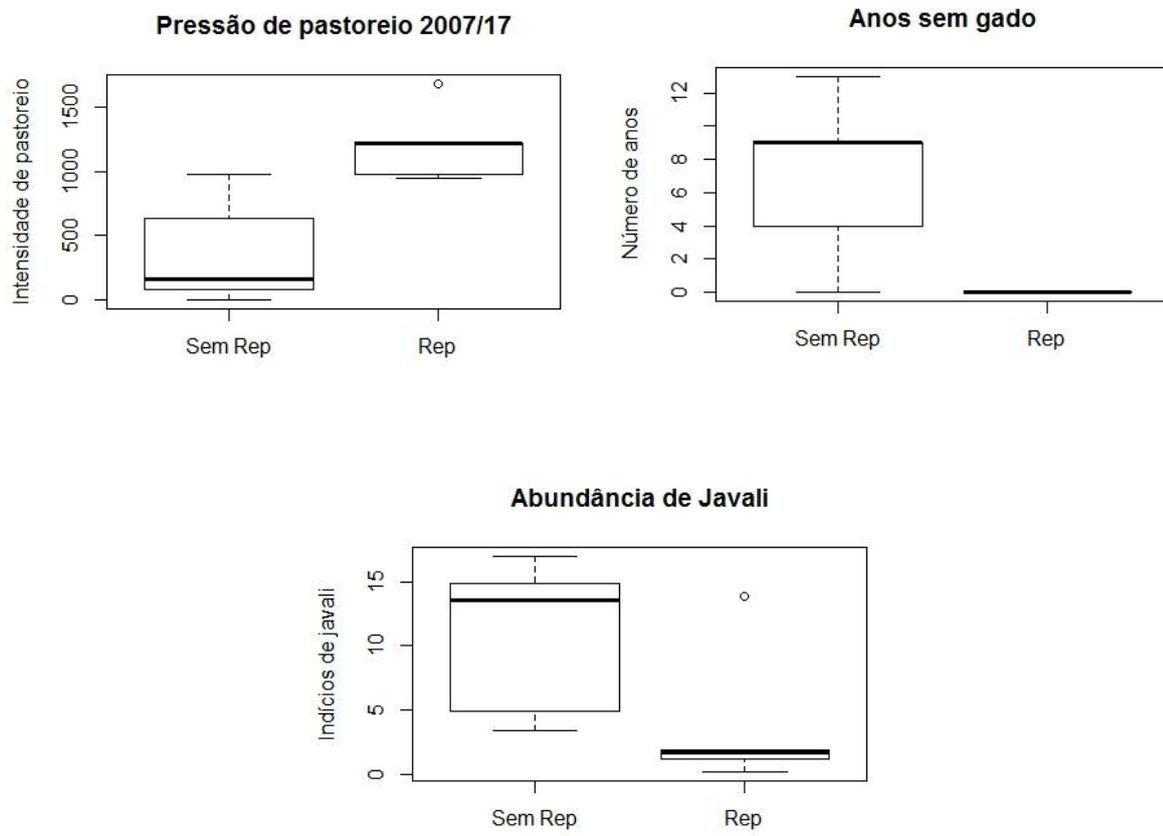


Figura 4.8 – Boxplots representando a média entre as variáveis estatisticamente significativas, em tocas com reprodução (Rep) e sem reprodução (Sem rep).

## 5. Discussão

### 5.1 Padrões de localização e atividade nas tocas

A disposição agregada das tocas era expectável, tendo sido igualmente observada noutros estudos, com uma tendência para a agregação no centro dos territórios (Revilla & Palomares 2002a). Uma vez que cada território integra múltiplos locais de alimentação (Roper 2010) poderá significar que os texugos tendem a localizar as suas tocas num local que permita aceder facilmente a todos os locais de alimentação, ou à maioria dos mesmos. Este estudo mostrou também que a diferenciação entre os vários tipos de tocas secundárias, tal como descrito para outras regiões de reduzida densidade (Broseth et al. 1997; Revilla et al. 2001; Kowalczyk et al. 2004), é praticamente inexistente, tendo sido apenas possível classificá-las como tocas secundárias. Apesar de um reduzido número de tocas terem apresentado um padrão típico das tocas principais, com utilização permanente ao longo do estudo (Kruuk 1978; Thornton 1988; Roper 2010), várias aparentaram ser o centro de atividade temporário, destacando-se das tocas secundárias e podendo ser, portanto, consideradas como tocas principais. No entanto, esta classificação só pode ser confirmada com recurso a um estudo dos padrões de atividade na toca, com recurso à visualização dos registos de vídeo. Uma caracterização direta e visual dos indícios de presença da espécie, como o realizado noutras áreas de distribuição do texugo (Kruuk & Parish 1981; Thornton 1988; Wilson et al. 1997) impossibilitaria a identificação de tocas como principais, pois apesar de as mesmas conterem poucos indícios, os vídeos confirmaram um uso contínuo.

Um estudo prévio na mesma área de estudo, realizado por D. Hipólito e colaboradores (2016b), mostrou que a utilização das tocas ao longo do ano era limitado por fatores de perturbação como a pressão de pastoreio ou atividades de desmatção, tendência que não foi verificada no presente estudo. Segundo o modelo selecionado, a pressão de pastoreio apresenta uma influência positiva na atividade nas tocas. Este padrão poderá estar relacionado com a disponibilidade de recursos tróficos. Em zonas com maior intensidade pastoreio, há um acumular de dejetos de herbívoros, que permitem um aumento de abundância de coleópteros (em especial coprófagos), que constituem um importante recurso alimentar do texugo nesta área (Hipólito et al. 2016a). Como existe uma grande variação na intensidade do pastoreio entre parcelas, existindo uma média diária de  $45 \pm 100$  cabeças de gado por hectare em cada parcela, o contraste relativamente aos resultados obtidos por D. Hipólito e colaboradores (2016b) pode residir no facto de terem sido estudadas, neste estudo, o dobro das tocas, podendo a proporção de tocas em parcelas pastoreadas e não pastoreadas ser diferente, logo induzindo a uma diferença nos resultados. Uma vez que a área de uma mesma parcela de pastoreio não é utilizada uniformemente todos os anos, outra causa possível é a diferente utilização espacial da parcela pelo gado. A distribuição heterogénea do gado dentro da mesma parcela (i.e., pode concentrar-se mais numa área que noutra), e a proximidade destas zonas de aglomeração de gado às tocas, podem influenciar o padrão detetado. Esta explicação é corroborada pela ausência de correlação entre o número de vídeos em que foram observadas vacas na periferia das tocas e a pressão de pastoreio dentro da mesma parcela.

Tal como em estudos anteriores (Kruuk 1978; Balestrieri & Remonti 2000; Revilla et al. 2001; Byrne et al. 2012) foi verificada uma influência positiva dos solos arenosos na atividade dos texugos. Este tipo de solo é mais fácil de escavar, exigindo um menor esforço e energia, permitindo a construção de tocas de maiores dimensões e mais fáceis de manter. Adicionalmente, a areia é um tipo de solo com maior porosidade, resultando numa menor retenção das águas pluviais e diminuindo a probabilidade de inundação (Revilla et al. 2001). No entanto, estruturalmente é um tipo de solo menos estável e mais propenso a abatimentos, em especial em locais utilizados por gado bovino, o que leva a pressupor que o benefício associado à facilidade de escavação se sobrepõe à possibilidade de rutura na estrutura.

A influência positiva da diversidade estrutural da vegetação poderá ser explicada pela maior disponibilidade alimentar que tal significa. Áreas compostas por distintos tipos de vegetação albergam diferentes espécies que podem fornecer (ex. frutos) ou sustentar (ex. roedores) recursos tróficos diferentes e disponíveis em alturas distintas do ano, facilitando assim a contínua obtenção de alimento, em especial em áreas, como a região mediterrânica, onde o texugo não aparenta reduzir a sua atividade ao longo do ano (Rosalino et al. 2005b). No entanto, com base em observações no terreno, é possível especular que a diversidade estrutural é também criada pelos próprios texugos após a construção da toca. Em estudos anteriores verificou-se que na região mediterrânica existe uma preferência por zonas com cobertura arbustiva, para a instalação das tocas (Revilla et al. 2001; Remonti et al. 2006; Mangas et al. 2008). O pisoteio causado pelas entradas e saídas dos texugos, assim como o solo amontoado junto às entradas, resultante da manutenção da toca, diminuem a percentagem de cobertura por vegetação arbustiva, e o correspondente aumento da cobertura por vegetação herbácea e por solo nu, aumentando consequentemente a diversidade estrutural. Por outro lado, o texugo é um reconhecido dispersor de sementes (Rosalino et al. 2010), e o facto de defecar frequentemente em latrinas junto à toca, facilita o aumento da complexidade da vegetação nestas áreas.

No entanto, fatores que foram identificados como condicionantes ou promotores da localização e uso das tocas em outras populações de texugos, parecem não ser importantes na nossa área de estudo. Estudos anteriores (Remonti et al. 2006; Lara-Romero et al. 2012b) verificaram que a distribuição das tocas de texugo é afetada negativamente pela presença de terrenos agrícolas e de pomares. No entanto, no presente estudo, a presença de terrenos agrícolas parece não afetar a atividade dos texugos nas tocas. Uma explicação para esta observação é que apenas o posicionamento da toca é condicionado pela distância a estes terrenos, sendo o uso posterior da mesma determinado por outros fatores. Outra hipótese possível é estes resultados serem frutos da gestão específica desta área de estudo. Esta hipótese é sustentada pelos dados obtidos por D. Hipólito e colaboradores (2016b), que também não observou diferenças significativas relativamente à presença de terrenos agrícolas, nem na seleção do local das tocas, nem na utilização das mesmas. Este facto era expectável uma vez que, na Charneca do Infantado, os terrenos agrícolas e pomares estão concentrados na extremidade oeste da propriedade, representando apenas uma pequena parte da área total.

Outro fator que é preponderante noutras áreas, e também observado na Charneca do Infantado (Hipólito et al. 2016b), é a perturbação associada a ações de desmatamento. Devido ao reduzido número de tocas localizadas em áreas que sofreram desmatamento, esta variável não foi considerada na aplicação dos modelos. Contudo, foi observado o desmatamento e abate de árvores na área envolvente às tocas 7, 8 e 22. Uma vez que estas tocas se encontram entre as tocas com maior atividade, segundo os registos das câmaras, podemos assumir que o desmatamento não tem uma influência na atividade das tocas. No entanto, foi condicionado o acesso a uma área em torno das referidas tocas, de modo a prevenir a movimentação de maquinaria pesada (utilizada no desmatamento e abate) sobre as mesmas. É possível que, caso essas precauções não tivessem sido tomadas, esse desmatamento resultasse no abatimento das tocas e no eventual abandono, ou numa redução drástica da sua utilização, como foi verificado por F. Loureiro e colaboradores (2007a), na Serra de Grândola.

Finalmente, dois outros fatores muitas vezes apontados como limitantes são a proximidade a estradas de uso regular ou a habitações (Clarke et al. 1998; Dekker & Bekker 2010; Byrne et al. 2012; Lara-Romero et al. 2012b). Uma vez que dentro da área da Charneca do Infantado a circulação é limitada a veículos autorizados e realizada a velocidades moderadas, e que os caminhos existentes não são alcatroados, era expectável que tivessem pouco ou nenhum impacto na atividade das tocas, como foi verificado. As estradas nacionais localizam-se junto às extremidades da propriedade, tendo pouco impacto no interior da mesma. No entanto, durante o decorrer do estudo foi observado um texugo morto

por atropelamento numa das estradas que ladeiam a Charneca. Por outro lado, a proporção da área da Charneca ocupada por edifícios é praticamente desprezável, encontrando-se os mesmos distribuídos pela propriedade, não formando aglomerados urbanos. Pelos motivos apontados, os seus efeitos sobre o uso das tocas podem ser comparativamente menos importantes que os associados às três variáveis anteriormente identificadas.

Tal como na atividade nas tocas, a vegetação também aparenta ter um papel importante na seleção das tocas utilizadas para a reprodução. No entanto, ao contrário do que era esperado, as fêmeas selecionam para se reproduzirem e criarem as suas crias, tocas com vegetação mais rasteira e, aparentemente, mais desprotegidas. Uma vez que durante as primeiras saídas da toca, as crias permanecem na curta proximidade da mesma (Roper 2010), a seleção de tocas com menor vegetação em redor poderá assegurar um maior campo visual, permitindo à progenitora detetar potenciais perigos com maior antecedência. Outra hipótese possível será que, uma vez que as tocas selecionadas para reprodução poderão ser utilizadas para este fim durante várias gerações (Roper 2010), os movimentos das crias nas proximidades das tocas poderão condicionar o desenvolvimento da vegetação arbustiva, criando espaços abertos.

A localização das tocas selecionadas para a reprodução aparenta também responder favoravelmente à distância a fontes de alimento, nomeadamente olivais, *pivots* de cultivo de milho, e à intensidade de pastoreio. A azeitona constitui um recurso chave na alimentação do texugo em áreas como a Serra de Grândola (Rosalino et al. 2004b), tendo sido, no entanto, considerado um recurso pouco consumido na Charneca (Hipólito et al. 2016a). Embora os cereais cultivados nos *pivots* da Companhia das Lezírias serem pouco consumidos (Hipólito et al. 2016a), as tocas onde a reprodução foi detetada parecem estar mais próximas destas estruturas. Também, como já foi referido anteriormente, a presença do gado poderá potenciar uma maior quantidade de insetos, nomeadamente coleópteros, também bastante consumidos pelo texugo (Hipólito et al. 2016a). Os resultados obtidos permitem assim assumir que as fêmeas escolhem para a reprodução tocas que se localizem próximas de fontes de alimento, possivelmente para não se distanciarem muito das crias. De referir que a distância média entre o olival e os *pivots* e as tocas onde ocorreu a reprodução é de cerca de 2000 metros, ou seja, superior à área vital considerada (Rosalino et al. 2004a). Uma hipótese para explicar este resultado é o facto de o pequeno número de tocas em estudo estar a sugerir uma diferença significativamente estatística, mas a mesma ser fruto de processos estocásticos. Outra explicação poderá estar relacionada com a área vital utilizada no estudo não corresponder à realidade da presente área, ou a mesma ter uma forma irregular, podendo assim abranger as áreas de cultivo e de olival. Noutro estudo realizado na Serra de Grândola foi observado que os texugos andam, em média 5,44 km, no caso dos machos e 4,19 km, no caso das fêmeas, tendo sido observado que a distância máxima percorrida na mesma noite foi de 9,16 km (Loureiro et al. 2007b). Comparando a distância entre as tocas e olival e a distância percorrida na Serra de Grândola, é possível que as fêmeas selecionem estas tocas devido ao facto de se encontrarem suficientemente perto dos olivais e campos de cultivo para poderem acederem a eles e regressarem à toca na mesma noite, mas suficientemente afastadas para que não sofram os efeitos da perturbação humana (fertilizantes, pesticidas, movimento de veículos...), inerentes a estas áreas.

A abundância de javali aparenta ter um impacto negativo na escolha das tocas. Este padrão poderá estar relacionado com a proteção das crias, uma vez que em Espanha já foi detetado o consumo de carne de texugo por javali (Ballari & Barrios-García 2014). Adicionalmente existe também uma sobreposição das dietas de texugo e javali, podendo assumir-se que existe competição, pelo menos ligeira, entre as duas espécies (Ballari & Barrios-García 2014; Hipólito et al. 2016a). O comportamento fossador do javali poderá também comprometer a integridade estrutural das tocas, e a destruição desta poderá ser

prejudicial ou até fatal para as crias, sendo este outro possível motivo para as fêmeas evitarem a presença desta espécie.

Os resultados relativos à seleção das tocas utilizadas para reprodução são baseados apenas nas doze tocas monitorizadas por câmaras, das quais apenas cinco foram utilizadas para reprodução. Destas cinco, três delas encontravam-se bastante próximas, sendo a distância entre as duas mais afastadas de apenas 500 metros, influenciando bastante a média da amostra. Assume-se assim que esta é uma amostragem com algumas limitações e por isso passível de ser influenciada por variações estocásticas. Para validar estes resultados, será necessário implementar um novo estudo que permite obter uma amostragem mais robusta para testar se os padrões agora detetados representam a norma para esta população.

## **5.2 Tamanho dos grupos sociais e densidade populacional**

Considerou-se que um facto que contribuiu para o sucesso da metodologia aplicada foi a socialização realizada pelos texugos na entrada das tocas, que aumenta a probabilidade de o grupo se concentrar na sua totalidade. Outro facto que contribuiu para uma maior eficácia deste método é a maior utilização das tocas principais pelos texugos durante os meses de inverno (Revilla & Palomares 2002a; Loureiro et al. 2007a), período no qual o estudo foi realizado. Esta metodologia, no entanto, pode incorrer numa subestimação do tamanho do grupo social, uma vez que, mesmo com as vantagens acima apresentadas, o grupo poderá não se concentrar todo dentro do raio de ação da câmara. Como referido anteriormente, existe também o risco de sobrestimar a estimativa populacional devido à eventual contagem de elementos de outros grupos que estejam de passagem pelo território do grupo monitorizado (Roper 2010).

O primeiro critério utilizado (i.e. número máximo de texugos observados simultaneamente) resultou em estimativas baseadas num reduzido número de observações (inferior a dez), na maioria das tocas. Uma vez que a premissa necessária para a aplicação deste critério (i.e. de não existirem passagens ocasionais de texugos provenientes de outros grupos), poderá não se verificar, o reduzido número de observações pode dever-se ao facto de junção do grupo todo ser, de facto, muito rara, ou à presença de indivíduos dispersantes ou provenientes de outros grupos. Adicionalmente, existem diferenças no número de indivíduos observados em tocas diferentes pertencentes ao mesmo grupo, sendo que as tocas 4 e 5 indiciam que o grupo é constituído por dois indivíduos adultos, com base em várias dezenas de observações, enquanto a toca 14 indicia que o grupo é constituído por 3 indivíduos, baseado em apenas 2 observações.

O segundo critério, que permite uma estimativa baseada num maior número de observações (i.e. no mínimo 10), sendo portanto um resultado mais sólido, podendo levar, no entanto, a uma subestimação do tamanho do grupo. Uma limitação na aplicação deste critério foi a deteção de um grupo apenas com um texugo (toca 1). Apenas foram detetados territórios ocupados por apenas um indivíduo num estudo realizado em Itália (Pigozzi 1987), tendo a metodologia deste estudo sido contestada por outros autores (Revilla & Palomares 2002a; Roper 2010) e estes resultados nunca foram corroborados por outros estudos, considerando-se assim que não existem territórios ocupados por um só indivíduo. Desse modo, é provável que os resultados obtidos utilizando este critério estejam afetados por um erro de subestimação do tamanho do grupo e por isso devem ser encarados com algum cuidado.

A aplicação do terceiro critério (i.e. número máximo de texugos observados simultaneamente, considerando no mínimo 1% do total de vídeos) apresentou resultados consistentes com o segundo critério aplicado, com exceção do grupo onde, aplicando o segundo critério, apenas foi detetado um

indivíduo, verificando-se a existência de dois texugos, anulando desse modo o constrangimento observado na aplicação do segundo critério.

Optou-se assim pela aceitação do terceiro critério, quer pela maior confiança nos resultados, devido ao maior número de observações, quer pela consistência do número de indivíduos do grupo observado em diferentes tocas pertencentes ao mesmo grupo. Com base neste valor, conclui-se que na presente área de estudo os grupos são constituídos por 2 a 4 indivíduos adultos, valor registado noutras áreas de reduzida densidade (Revilla & Palomares 2002a; Kowalczyk et al. 2003b; Rosalino et al. 2004a; Balestrieri et al. 2016). Como referido noutros estudos (Revilla & Palomares 2002a) esta constituição corresponde possivelmente a um casal reprodutor e às crias do ano anterior. A presença de duas fêmeas reprodutoras no grupo social que ocupa as tocas 7 e 22 não invalida esta suposição, uma vez que é possível as fêmeas atingem a sua maturidade sexual durante o seu primeiro ano de vida (Roper 2010).

A densidade populacional estimada para a Charneca do Infantado (0,73 indivíduos adultos/km<sup>2</sup>), apesar de reduzida, é superior à observada anteriormente em Portugal, na Serra de Grândola (Rosalino et al. 2004a), sendo também superior a outras áreas que apresentam densidade reduzida ou moderada, como Utrecht, nos Países Baixos (0,19 indivíduos/km<sup>2</sup>; Lara-Romero et al. 2012a) ou Bialowieza Primeval Forest, na Polónia (0,21 indivíduos/km<sup>2</sup>; Kowalczyk et al. 2003b), embora possa ser comparada à densidade observada em Coto del Rey, no Parque Nacional de Doñana, Sul de Espanha (0,67 indivíduos/km<sup>2</sup>; Revilla et al. 1999). Esta densidade é, no entanto, inferior à densidade populacional de outras regiões, como Witham Woods, Oxfordshire, no Sul de Inglaterra (38 indivíduos/km<sup>2</sup>; Macdonald & Newman 2002); Castleward, na Irlanda (17,5 indivíduos/km<sup>2</sup>; Feore & Montgomery 1999); Rogów, na Polónia Central (2,6 indivíduos/km<sup>2</sup>; Goszczynski et al. 2000); ou nos Montes Jura, na Suíça (1,04 indivíduos/km<sup>2</sup>; (Do Linh San et al. 2007). O motivo para esta densidade intermédia na Charneca do Infantado, e superior à estimada para a Serra de Grândola, poderá estar relacionado com a intervenção humana no sistema. Como referido anteriormente, e com base no estudo da dieta realizado por Hipólito e colaboradores (2016a), os insetos atraídos pela atividade de pastoreio e os alimentadores de espécies cinegéticas são dois recursos alimentares importantes, ambos resultando da intervenção humana. Esta adição de recursos tróficos poderá aumentar artificialmente a capacidade de carga dos ecossistemas, permitindo que num mesmo local mais indivíduos consigam encontrar recursos para sobreviverem. Também as características geológicas, apontadas como fator limitante na Serra de Grândola (Rosalino et al. 2005a), são mais favoráveis a esta espécie na Charneca do Infantado, uma vez que a mesma integra principalmente solos arenosos ou argilosos, sem a presença de terrenos rochosos, o que facilita a escavação de tocas. Assim, a constituição do solo poderá permitir que a população de texugos atinja, nesta área, densidade mais elevadas.

A utilização de câmaras de armadilhagem fotográfica, que permitem a realização de vídeos, para a determinação do tamanho dos grupos sociais tem a vantagem de permitir uma estimativa visual, sem a necessidade de manipulação dos animais. No entanto, a identificação individual visual dos texugos é bastante difícil tendo em conta a morfologia da espécie – reduzido dimorfismo sexual e variação fenotípica da pelagem (Roper, 2010). Tem ainda a vantagem de permitir observar comportamentos e o registo exato da atividade na toca. No entanto, utilizando apenas este método, não é possível calcular a área vital dos indivíduos, informação importante para o cálculo de densidade, dimensão do território e do número de tocas utilizadas por um mesmo grupo social. Para a obtenção destes dados, seria necessário o recurso a telemetria, a marcação de isco ou a análises genéticas (Kruuk 1978; Rosalino et al. 2004a; Roper 2010). No presente estudo, a utilização dos valores de área vital observados na Serra de Grândola é uma limitação das estimativas de densidade apresentadas, uma vez que, como referido anteriormente, estes foram recolhidos num ecossistema com características distintas daquelas encontradas na Charneca do Infantado. Adicionalmente, mesmo dentro da mesma área de estudo, podem ocorrer grandes

diferenças no tamanho dos territórios, dependendo do grupo social e da época do ano (Kowalczyk et al. 2004; Rosalino et al. 2004a). Para validar os dados apresentados de densidade, seria aconselhável a realização de um estudo que permita obter as dimensões das áreas vitais na Charneca do Infantado, recorrendo às metodologias referidas.

### **5.3 Reprodução**

Quatro das cinco ninhadas observadas na Charneca do Infantado integram duas crias, sendo este o número de crias mais comumente observado noutros estudos, observando-se menos frequentemente a existência de apenas uma cria, como na toca 8 (Roper 2010). Comparativamente com os resultados obtidos na Serra de Grândola (Rosalino et al. 2004a), é possível verificar que as ninhadas possuem menores dimensões. Houve um mês de diferença entre a primeira observação de crias na toca 7 e a primeira observação na toca 22, o que pressupõe uma diferença de um mês entre os nascimentos de ambas as ninhadas. Tendo como referência uma primeira emergência da toca às oito semanas de vida (Roper 2010), estima-se que as crias tenham nascido ao longo do mês de Janeiro, tal como observado por Revilla et al. (1999). Este resultado era esperado, uma vez que a data de nascimento varia com a latitude, ocorrendo mais tardiamente a latitudes mais elevadas: entre meados de janeiro e de março, com um pico no início de fevereiro, no Sul de Inglaterra; durante a primeira semana de março na Escócia ou na Suécia; e em final de Março ou até em Abril, na Rússia (Revilla et al. 1999; Roper 2010).

Se, como teorizado por alguns autores, apenas as cópulas de longa duração resultarem em cópulas bem sucedidas (Yamaguchi et al. 2006), é possível verificar que estas ocorrem em dois meses distintos (i.e. novembro e janeiro), com um mês de interregno, durante o qual se verificou pouca atividade sexual (dezembro). Foi observado em estudos anteriores que a fertilização ocorre normalmente nos meses posteriores ao nascimento das crias (Yamaguchi et al. 2006; Roper 2010; Corner et al. 2015). Apesar de as cópulas de longa duração ocorridas em janeiro corroborarem estas observações, seria de esperar a observação de cópulas de longa duração nos meses de fevereiro e março, que no entanto não foram observadas. Também não era espectável a observação de um número tão elevado de cópulas em novembro, pois nesta altura já era previsto os óvulos se encontrarem fertilizados e as fêmeas se encontrarem no início da gravidez (Corner et al. 2015). Noutro estudo (Plaza 2005) realizado com texugos em cativeiro, nas proximidades de Barcelona, as únicas cópulas verificadas também foram no período previsto, ou seja, entre fevereiro e maio. Uma vez que no presente estudo não foram realizadas marcas individuais, é impossível confirmar se as fêmeas que copularam neste mês engravidaram logo de seguida, tendo as crias nascido durante o estudo, ou se, devido à implantação diferida, só irão ter crias no próximo ano. Assim, é fundamental a realização de estudos de longa duração para, por um lado confirmar se estas observações foram apenas um acontecimento fortuito ou se é ocorrência frequente associada a eventos climáticos momentâneos. Por outro lado, a marcação de fêmeas que copulam em novembro poderá permitir confirmar se prosseguem a gravidez durante esse ano, nascendo as crias em janeiro/fevereiro, ou se engravidam mas o desenvolvimento dos fetos apenas ocorre na época seguinte. Para melhor compreender a estratégia de vida deste predador é importante perceber qual o significado biológico e ecológico destas cópulas de longa duração neste período.

### **5.4 Pinhal da Lentisqueira: um caso particular**

As tocas 7, 8 e 22 são algumas das tocas com maior atividade observada pelas câmaras, localizando-se muito próximas umas das outras, numa área denominada Pinhal da Lentisqueira. Nesta área o padrão de utilização das tocas aproxima-se do descrito em zonas de maiores densidades (Kruuk 1978), sendo mais

clara a distinção entre tocas principais e secundárias e existindo efetivamente uma utilização permanente das mesmas, no período em que o estudo foi efetuado. Foi também detetada a presença de crias nas três tocas. Esta área, tal como o nome indica é um povoamento de pinheiro bravo com fins comerciais, existindo temporariamente abate seletivo de árvores, evento que ocorreu durante a realização do estudo. Está dividido em duas parcelas de pastoreio, ambas com uma pressão de pastoreio elevado, embora através da análise dos vídeos seja possível verificar que não houve muita perturbação por parte do gado. Através dos dados obtidos a partir das câmaras, foi possível concluir que provavelmente as tocas estão divididas por dois grupos sociais, um que ocupa as tocas 7 e 22 e outro que ocupa a toca 8. A existência de dois grupos a reproduzir-se numa pequena área (62 ha) leva a crer que este é um habitat preferencial para o texugo. Tal como previsto pelo modelo, o solo desta área é essencialmente arenoso, com as vantagens oportunamente discutidas. O facto de se encontrarem dentro das parcelas, mas em zonas pouco frequentadas pelas vacas pode ser benéfico por se encontrarem próximas de fonte de alimento, mas não serem diretamente perturbadas pelo pastoreio. No entanto, contrariamente ao previsto pelo modelo, a diversidade estrutural da vegetação é relativamente reduzida, existindo uma cobertura arbustiva reduzida, pelo que se depreende que este não será um requisito fundamental para o uso destas tocas.

Devido á proximidade (550 m) entre as tocas principais dos dois grupos, é possível que estes grupos tenham resultado da divisão de um só grupo, um comportamento já observado em estudos anteriores (Ostler & Roper 1998). Segundo esta hipótese, os indivíduos dispersantes do grupo original terão estabelecido o território na mesma área, ao invés de se estabelecerem num território potencialmente menos favorável.

Outra particularidade verificada nestas tocas foi a observação de quatro crias na toca 22. Duas das crias apresentavam dimensões claramente superiores, verificando-se que pertenciam a duas ninhadas distintas. Uma vez que só existem dois vídeos das quatro crias em simultâneo, tendo ambos sido efetuados na mesma noite, conclui-se que provavelmente as duas crias com maiores dimensões são provenientes da toca mais próxima, a toca 7, pertencente ao mesmo grupo, na qual existia uma ninhada com as mesmas características. Desse modo estaríamos perante um grupo com pelo menos duas fêmeas reprodutoras, que foi várias vezes verificado em territórios de elevada densidade, como o Reino Unido (da Silva et al. 1993), mas que se assume ser menos frequente em territórios de reduzida densidade (Revilla & Palomares 2002a).

Esta área específica revela assim uma organização espacial distinta, relativamente ao observado na restante área de estudo. Apesar das várias hipóteses propostas para explicar uma maior abundância de texugos nesta área, outras áreas da Charneca possuem condições similares, não apresentando a abundância verificada no Pinhal da Lentisqueira. Estudos posteriores focados nesta área poderão revelar fatores não contemplados neste estudo, que permitam explicar a razão de dois dos maiores grupos encontrados na Charneca do Infantado se concentrarem nesta área.

## 6. Considerações Finais

Comparando os resultados obtidos com os que foram observados na Serra de Grândola, outra área dominada por montado de sobro (Santos-Reis & Correia 1999), é possível verificar que a gestão que é feita do montado pode afetar a densidade de texugos, principalmente devido à maior ou menor quantidade de recursos alimentares fornecidos pela ação humana.

É possível verificar também que os resultados obtidos neste estudo são consistentes com os dados obtidos noutros estudos realizados com populações de reduzida densidade populacional, pelo que se pode concluir que, tal como já era espectável, o texugo em Portugal ocorre em densidades reduzidas a moderadas.

Este estudo permitiu estimar a densidade populacional desta espécie noutra população portuguesa, permitindo prever com maior rigor o estatuto desta espécie em Portugal. As observações realizadas neste estudo permitiram inferir que, na população em estudo, as atividades humanas não afetam de forma significativa a atividade dos texugos, pelo que se pode concluir que o tipo de gestão florestal na Charneca do Infantado, realizada pela Companhia das Lezírias S.A. compatibiliza a exploração comercial de uma propriedade com a conservação dos seus valores naturais, no caso concreto o texugo. Sugere-se ainda que se adotem medidas de proteção das tocas, quando existir a previsão de movimentação de maquinaria pesada sobre as tocas, por exemplo, no caso de desmatações ou abate de árvores.

Adicionalmente permitiu obter novos dados relativamente à reprodução desta espécie, que poderá servir de base para investigações futuras.

## 7. Bibliografia

- Abramov, A. V. & Puzachenko, A.Y. (2013). The taxonomic status of badgers (Mammalia, Mustelidae) from Southwest Asia based on cranial morphometrics, with the redescription of *Meles canescens*. *Zootaxa*, 3681, 44–58.
- Arnold, T.W. (2010). Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. *J. Wildl. Manage.*, 74, 1175–1178.
- Balestrieri, A., Cardarelli, E., Pandini, M., Remonti, L., Saino, N. & Prigioni, C. (2016). Spatial organisation of european badger (*Meles meles*) in Northern Italy as assessed by camera-trapping. *Eur. J. Wildl. Res.*, 62, 219–226.
- Balestrieri, A. & Remonti, L. (2000). Reduction of badger (*Meles meles*) setts damage to artificial elements of the territory. *Hystrix*, 11, 95–98.
- Ballari, S.A. & Barrios-García, M.N. (2014). A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mamm. Rev.*, 44, 124–134.
- Barros, A.L. (2016). *Impacto potencial do javali na recuperação da população de coelho-bravo na Companhia das Lezírias*, Tese de Mestrado em Biologia da Conservação, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Broseth, H., Bevanger, K. & Knutsen, B. (1997). Function of multiple badger *Meles meles* setts: Distribution and utilisation. *Wildlife Biol.*, 3, 89–96.
- Burnham, D.R. & Anderson, K.P. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Butler, J.M. & Roper, T.J. (1996). Ectoparasites and sett use in European badgers. *Anim. Behav.*, 52, 621–629.
- Byrne, A.W., Paddy Sleeman, D., O'Keeffe, J. & Davenport, J. (2012). The ecology of the European badger (*Meles meles*) in Ireland: A review. *Biol. Environ.*, 112, 105–132.
- Cabral, M.J., Almeida, J. & Almeida, P.R. (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Christian, S.F. (1994). Dispersal and other inter-group movements in badgers, *Meles meles*. *Zeitschrift für Säugetierkd.*, 59, 218–223.
- Clark, P.J. & Evans, F.C. (1954). Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35, 445–453.
- Clarke, G.P., White, P.C. & Harris, S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biol. Conserv.*, 86, 117–124.
- Companhia das Lezírias S.A. (2017a). [http://www.cl.pt/htmls/pt/empresa\\_apresenta.shtml](http://www.cl.pt/htmls/pt/empresa_apresenta.shtml). Acedido a 22 de Junho de 2017, às 15h30.
- Companhia das Lezírias S.A. (2017b). [http://www.cl.pt/htmls/pt/producao\\_florestal.shtml](http://www.cl.pt/htmls/pt/producao_florestal.shtml) Acedido a 22 de Junho de 2017, às 15h45.
- Companhia das Lezírias S.A. (2017c). [http://www.cl.pt/htmls/pt/producao\\_florestal\\_caca.shtml](http://www.cl.pt/htmls/pt/producao_florestal_caca.shtml) Acedido a 22 de Junho de 2017, às 15h50.
- Corner, L.A.L., Stuart, L.J., Kelly, D.J. & Marples, N.M. (2015). Reproductive biology including evidence for superfetation in the European badger *Meles meles* (Carnivora: Mustelidae). *PLoS One*, 10.
- Dekker, J.J. a & Bekker, H.G.J. (2010). Badger (*Meles meles*) road mortality in the Netherlands: the

- characteristics of victims and the effects of mitigation measures. *Lutra*, 53, 81–92.
- Dixon, D.R. (2003). A non-invasive technique for identifying individual badgers *Meles meles*. *Mamm. Rev.*, 33, 92–94.
- Feore, S. & Montgomery, W.I. (1999). Habitat effects on the spatial ecology of the European badger (*Meles meles*). *J. Zool. London*, 247, 537–549.
- Fischer, C., Ferrari, N. & Weber, J.-M. (2005). Exploitation of food resources by badgers (*Meles meles*) in the Swiss Jura Mountains. *J. Zool.*, 266, 121–131.
- Fowler, J., Cohen, L. & Jarvis, P. (1998). *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Gonçalves, P., Alcobia, S., Simões, L. & Santos-Reis, M. (2012). Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agrofor. Syst.*, 85, 383–395.
- Goszczynski, J., Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. (2000). Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *J. Zool.*, 250, 495–505.
- Grilo, C., Bissonette, J.A. & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biol. Conserv.*, 142, 301–313.
- Harrington, F.H., David Mech, L. & Fritts, S.H. (1983). Pack size and wolf pup survival: their relationship under varying ecological conditions. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 13, 19–26.
- Hipólito, D., Santos-Reis, M. & Rosalino, L.M. (2016a). European badger (*Meles meles*) diet in an agroforestry and cattle ranching area of central-west Portugal. *Wildl. Biol. Pract.*, 12, 1–13.
- Hipólito, D., Santos-Reis, M. & Rosalino, L.M. (2016b). Effects of agro-forestry activities, cattle-raising practices and food-related factors in badger sett location and use in Portugal. *Mamm. Biol.*, 81, 194–200.
- Jepsen, J.U., Madsen, A.B., Karlsson, M. & Groth, D. (2005). Predicting distribution and density of European badger (*Meles meles*) setts in Denmark. *Biodivers. Conserv.*, 14, 3235–3253.
- Johnson, D.D.P., Macdonald, D.W. & Dickman, a J. (2000). An analysis and review of the sociobiology of the Mustelidae. *Mammal. Rev.*, 30, 171–196.
- Kaufmann, J.H. (1983). On the definitions and functions of dominance and territoriality. *Biol. Rev.*, 58, 1–20.
- Kowalczyk, R., Jedrzejewska, B. & Zalewski, A. (2003a). Annual and circadian activity patterns of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland) compared with other Palaearctic populations. *J. Biogeogr.*, 30, 463–472.
- Kowalczyk, R., Zalewski, A., Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. (2003b). Spatial organization and demography of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest, Poland, and the influence of earthworms on badger densities in Europe. *Can. J. Zool.*, 81, 74–87.
- Kowalczyk, R., Zalewski, a & Jedrzejewska, B. (2004). Seasonal and spatial pattern of shelter use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Acta Theriol. (Warsz.)*, 49, 75–92.
- Kruuk, H. (1978). Spatial organization and territorial behaviour of the European badger *Meles meles*. *J. Zool.*, 184, 1–19.
- Kruuk, H. & Parish, T. (1981). Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland. *J. Anim. Ecol.*, 50, 773–788.
- Kühn, I. (2007). Incorporating spatial autocorrelation may invert observed patterns. *Divers. Distrib.*, 13, 66–69.
- Lara-Romero, C., Virgós, E. & Revilla, E. (2012a). Sett density as an estimator of population density in the

- European badger *Meles meles*. *Mamm. Rev.*, 42, 78–84.
- Lara-Romero, C., Virgós, E., Escribano-Ávila, G., Mangas, J.G., Barja, I. & Pardavila, X. (2012b). Habitat selection by European badgers in Mediterranean semi-arid ecosystems. *J. Arid Environ.*, 76, 43–48.
- Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74, 1659–1673.
- Do Linh San, E., Ferrari, N. & Weber, J.-M. (2007). Socio-spatial organization of Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low-density population of central Europe. *Can. J. Zool.*, 85, 973–984.
- Do Linh San, E., Ferrari, N. & Weber, J.M. (2010). Circadian activity patterns and nocturnal resting sites of Eurasian badgers (*Meles meles* L.) in a rural area of western Switzerland. *Rev. Suisse Zool.*, 117, 111–119.
- Loureiro, F., Rosalino, L.M., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2007a). Use of multiple den sites by eurasian badgers, *Meles meles*, in a Mediterranean habitat. *Zoolog. Sci.*, 24, 978–985.
- Loureiro, F., Rosalino, L.M., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2007b). Path tortuosity of Eurasian badgers (*Meles meles*) in a heterogeneous Mediterranean landscape. *Ecol. Res.*, 22, 837–844.
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G., Pivello, V.R. & Meirelles, S.T. (2008). Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: Camera traps and track plots. *Eur. J. Wildl. Res.*, 54, 739–744.
- Macdonald, D.W. (1983). The ecology of carnivore social behaviour. *Nature*, 301, 379–384.
- Macdonald, D.W. & Newman, C. (2002). Population dynamics of badgers (*Meles meles*) in Oxfordshire, U.K.: numbers, density and cohort life histories, and a possible role of climate change in population growth. *J. Zool.*, 256, 121–138.
- Mangas, J.G., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S. & Virgós, E. (2008). The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodivers. Conserv.*, 17, 43–51.
- Mann, H.B. & Whitney, D.R. (1947). On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Stat.*, 18, 50–60.
- Moehlman, P. D., & Hofer, H. (1997). Cooperative breeding, reproductive suppression, and body mass in canids. In: *Cooperative breeding in mammals* (pp. 76-128). Cambridge University Press, New York. pp. 76-128
- Monterroso, P., Alves, P.C. & Ferreras, P. (2014). Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: Implications for species coexistence. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 68, 1403–1417.
- Mori, E., Menchetti, M. & Balestrieri, A. (2015). Interspecific den sharing: a study on European badger setts using camera traps. *Acta Ethol.*, 18, 121–126.
- Obidziński, A., Pabjanek, P., Mędrzycki, P., Obidziński, A. & Medrzycki, P. (2013). Determinants of badger *Meles meles* sett location in Białowieża Primeval Forest, northeastern Poland. *Wildlife Biol.*, 19, 48–68.
- Ostler, J.R. & Roper, T.J. (1998). Changes in size, status, and distribution of badger *Meles meles* L. setts during a 20-year period. *Mamm. Biol.*, 63, 200–209.
- Pavlov, D.S. & Kasumyan, A.O. (2000). Patterns and mechanisms of schooling behavior in fish : A review. *J. Ichthyol.*, 40, 163–231.
- Pigozzi, G. (1987). *Behavioural ecology of the european badger (Meles meles): diet, food availability and use of space in the Maremma Natural Park, central Italy*, Tese de Doutorado em Filosofia, University of Aberdeen, Aberdeen.
- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. & Sá-Sousa, P. (2011). Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of southern Portugal. *Agrofor. Syst.*, 82, 99–104.
- Plaza, E.R. (2005). *Ecología del comportamiento del tejón: sociabilidad, organización espacial y problemas de*

- conservación*. Tese de Doutoramento em Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Quantum GIS Development Team. (2012). Quantum GIS Geographic Information System. *Open Source Geospatial Found. Proj.*
- Remonti, L., Balestrieri, A. & Prigioni, C. (2006). Factors determining badger *Meles meles* sett location in agricultural ecosystems of NW Italy. *Folia Zool.*, 55, 19–27.
- Requena-Mullor, J.M., López, E., Castro, A.J., Virgós, E. & Castro, H. (2015). Hábitos alimenticios del tejón europeo en un paisaje árido mediterráneo de la provincia de Almería. *Galemys, Spanish J. Mammal.*, 27, 23–30.
- Revilla, E., Delibes, M., Travaini, A. & Palomares, F. (1999). Physical and population parameters of Eurasian badgers (*Meles meles* L.) from Mediterranean Spain. *Zeitschrift für Säugetierkd.*, 64, 269–276.
- Revilla, E. & Palomares, F. (2002a). Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. *J. Anim. Ecol.*, 71, 497–512.
- Revilla, E. & Palomares, F. (2002b). Does local feeding specialization exist in Eurasian badgers? *Can. J. Zool.*, 80, 83–93.
- Revilla, E., Palomares, F. & Fernández, N. (2001). Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low density area. *J. Zool.*, 255, 291–299.
- Robertson, A., Palphramand, K.L., Carter, S.P. & Delahay, R.J. (2015). Group size correlates with territory size in European badgers: Implications for the resource dispersion hypothesis? *Oikos*, 124, 507–514.
- Roper, T. (2010). *Badger*. HarperCollins Publishers, London.
- Roper, T.J., Findlay, S.R., Lüps, P. & Shepherdson, D.J. (1995). Damage by badgers *Meles meles* to wheat *Triticum vulgare* and barley *Hordeum sativum* crops. *J. Appl. Ecol.*, 32, 720–726.
- Rosalino, L.M. & Loureiro, F. (2012). Texugo (*Meles meles*): o incansável escavador. In: *Um olhar sobre os Carnívoros Portugueses*. CARNIVORA, Lisboa, pp. 131–147.
- Rosalino, L.M., Loureiro, F., Santos-Reis, M., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2004b). Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mamm. Biol.*, 70, 12–23.
- Rosalino, L.M., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2004a). Spatial structure and land-cover use in a low-density Mediterranean population of Eurasian badgers. *Can. J. Zool.*, 82, 1493–1502.
- Rosalino, L.M., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2005a). Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: Is food, water or geology the limiting factor? *Oikos*, 110, 441–452.
- Rosalino, L.M., MacDonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2005b). Activity rhythms, movements and patterns of sett use by badgers, *Meles meles*, in a Mediterranean woodland. *Mammalia*, 69, 395–408.
- Rosalino, L.M., Rosa, S. & Santos-reis, M. (2010). The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Ann. Zool. Fennici*, 47, 195–205.
- Santos-Reis, M. & Correia, A.I. (1999). *Caracterização da flora e da fauna do montado da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo)*. Centro de Biologia Ambiental, Lisboa.
- da Silva, J., Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. (1993). Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. *Oecologia*, 95, 558–564.
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163, 688–688.
- Stewart, P.D., Bonesi, L. & Macdonald, D.W. (1999). Individual differences in den maintenance effort in a

- communally dwelling mammal: the Eurasian badger. *Anim. Behav.*, 57, 153–161.
- Symonds, M.R.E. & Moussalli, A. (2011). A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 65, 13–21.
- Thornton, P.S. (1988). Density and distribution of badgers in Southwest England - A predictive model. *Mamm. Rev.*, 18, 11–23.
- Virgós, E. & Casanovas, J.G. (1999). Badger *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of central Spain. *Acta Theriol. (Warsz)*, 44, 173–182.
- Virgós, E., Mangas, J.G., Blanco-Aguilar, J.A., Garrote, G., Almagro, N. & Viso, R.P. (2004). Food habits of European badgers (*Meles meles*) along an altitudinal gradient of Mediterranean environments: a field test of the earthworm specialization hypothesis. *Can. J. Zool.*, 82, 41–51.
- Welbourne, D.J., Claridge, A.W., Paull, D.J. & Lambert, A. (2016). How do passive infrared triggered camera traps operate and why does it matter? Breaking down common misconceptions. *Remote Sens. Ecol. Conserv.*, 2, 77–83.
- Wilson, E.O. (1980). *Sociobiology - The Abridged Edition*. Harvard University Press, Cambridge.
- Wilson, G., Harris, S. & McLaren, G. (1997). *Changes in the British badger population, 1988 to 1997*. People's Trust For Endangered Species, London.
- Yamaguchi, N., Dugdale, H.L. & Macdonald, D.W. (2006). Female receptivity, embryonic diapause, and superfetation in the European badger (*Meles meles*): implications for the reproductive tactics of males and females. *Q. Rev. Biol.*, 81, 33–48.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.M. (2007). *Analysing Ecological Data*. Springer, New York.

## 8. Anexos

**Anexo 1** – Variáveis incluídas nos modelos criados para testar cada uma das hipóteses, com o respetivo valor de AIC. A coluna Df corresponde aos graus de liberdade de cada modelo,  $\Delta AIC$  corresponde à diferença de AIC relativamente ao valor de AIC do melhor modelo para a hipótese em teste e a coluna  $\Delta AIC$  total corresponde à diferença para o melhor modelo produzido pelo estudo. “Weight” corresponde à probabilidade de o modelo ser o melhor modelo dentro de cada hipótese.

Hipótese	Variáveis	df	logLik	AICc	$\Delta AIC$	Peso
Vegetação	Subcoberto + Componente 1 + Diversidade da vegetação	6	-73,95	163	0	0,209
	Subcoberto + Diversidade da vegetação	5	-75,574	163,3	0,28	0,182
	Diversidade da vegetação	2	-79,981	164,3	1,34	0,107
	Componente 1 + Diversidade da vegetação	3	-78,977	164,8	1,74	0,088
	Subcoberto	4	-77,908	165,2	2,18	0,07
	Subcoberto + Componente 1 + Componente 2 + Diversidade da vegetação	7	-73,864	166	3,02	0,046
	Subcoberto + Componente 1	5	-76,99	166,1	3,11	0,044
	Subcoberto + Componente 2 + Diversidade da vegetação	6	-75,56	166,2	3,22	0,042
	Componente 2 + Diversidade da vegetação	3	-79,774	166,3	3,34	0,039
	Componente 1 + Componente 2 + Diversidade da vegetação	4	-78,828	167	4,02	0,028
	Subcoberto + Componente 2	5	-77,725	167,6	4,58	0,021
	Subcoberto + Usos do solo + Diversidade da vegetação	7	-74,995	168,3	5,29	0,015
	Usos do solo + Componente 1 + Diversidade da vegetação	6	-76,633	168,4	5,37	0,014
	Usos do solo + Diversidade da vegetação	5	-78,24	168,6	5,61	0,013
	Subcoberto + Usos do solo + Componente 1 + Diversidade da vegetação	8	-73,451	168,7	5,65	0,012
	Subcoberto + Componente 1 + Componente 2	6	-76,871	168,9	5,84	0,011
	Componente 2	2	-82,535	169,5	6,45	0,008
	Subcoberto + Usos do solo	6	-77,206	169,5	6,51	0,008
	Usos do solo	4	-80,564	170,5	7,5	0,005
	Subcoberto + Usos do solo + Componente 1	7	-76,527	171,4	8,35	0,003
Usos do solo + Componente 2 + Diversidade da vegetação	6	-78,204	171,5	8,51	0,003	
Usos do solo + Componente 1 + Componente 2 + Diversidade da vegetação	7	-76,631	171,6	8,56	0,003	

	Componente 1	2	-83,605	171,6	8,59	0,003
	Componente 1 + Componente 2	3	-82,402	171,6	8,59	0,003
	Subcoberto + Usos do solo + Componente 2 + Diversidade da vegetação	8	-74,977	171,7	8,7	0,003
	Subcoberto + Usos do solo + Componente 1 + Componente 2 + Diversidade da vegetação	9	-73,328	172,2	9,14	0,002
	Usos do solo + Componente 1	5	-80,018	172,2	9,17	0,002
	Usos do solo + Componente 2	5	-80,079	172,3	9,29	0,002
	Subcoberto + Usos do solo + Componente 2	7	-77,024	172,4	9,34	0,002
	Usos do solo + Componente 1 + Componente 2	6	-79,597	174,3	11,29	0,001
	Subcoberto + Usos do solo + Componente 1 + Componente 2	8	-76,396	174,6	11,54	0,001
<b>Solo</b>	Granulometria	4	-75,027	159,4	0	0,781
	Granulometria + Tipo de solo	5	-74,96	162,1	2,63	0,21
	Tipo de solo	2	-82,784	170	10,52	0,004
<b>Alimentação</b>	Distância ao olival	2	-82,114	168,6	0	0,346
	Distância a alimentador + Distância ao olival	3	-81,902	170,6	1,99	0,128
	Distância a água + Distância ao olival	3	-82,107	171	2,4	0,104
	Distância a alimentador	2	-83,669	171,7	3,11	0,073
	Distância a água	2	-83,677	171,7	3,12	0,073
	Distância a água + Distância a alimentador + Distância ao olival	4	-81,844	173,1	4,45	0,037
	Distância a água + Distância a alimentador	3	-83,584	174	5,35	0,024
<b>Perturbação</b>	Distância a caminhos + Pastoreio 2016/17	3	-78,93	164,7	0	0,255
	Anos sem gado + Distância a caminhos Pastoreio 2016/17	4	-78,37	166,1	1,46	0,123
	Pastoreio 2016/17	2	-81,036	166,5	1,8	0,104
	Anos sem gado + Distância a caminhos	3	-79,975	166,8	2,09	0,09
	Distância a caminhos + Distância a estradas + Pastoreio 2016/17	4	-78,789	167	2,3	0,081
	Anos sem gado	2	-81,375	167,1	2,48	0,074
	Anos sem gado + Pastoreio 2016/17	3	-80,339	167,5	2,82	0,062
	Distância a estradas + Pastoreio 2016/17	3	-80,876	168,6	3,89	0,036
	Anos sem gado + Distância a caminhos + Distância a estradas + Pastoreio 2016/17	5	-78,22	168,6	3,92	0,036
	Anos sem gado + Distância a caminhos + Distância a estradas	4	-79,813	169	4,35	0,029
	Distância a caminhos	2	-82,447	169,3	4,62	0,025
	Anos sem gado + Distância a estradas	3	-81,249	169,3	4,64	0,025
	Anos sem gado + Distância a estradas + Pastoreio 2016/17	4	-80,217	169,8	5,15	0,019

	Distância a caminhos + Distância a estradas	3	-82,273	171,3	6,69	0,009
	Distância a estradas	2	-83,502	171,4	6,73	0,009
<b>Competição</b>	Distância a toca vizinha	2	-83,464	171,3	0	0,223
	Abundância de javali	2	-83,715	171,8	0,5	0,174
	Abundância de javali + Distância a toca vizinha	3	-83,463	173,7	2,4	0,067
<b>Misto</b>	Granulometria + Diversidade da vegetação	5	-73,204	158,6	0	0,151
	Distância a caminhos + Diversidade da vegetação + Pastoreio em 2016/17	4	-74,792	159	0,41	0,123
	Granulometria + Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	6	-72,095	159,3	0,75	0,104
	Granulometria	4	-75,027	159,4	0,88	0,097
	Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	3	-76,34	159,5	0,93	0,095
	Granulometria + Distância a caminhos + Diversidade da vegetação	6	-72,905	160,9	2,37	0,046
	Granulometria + Pastoreio 2016/17	5	-74,397	160,9	2,39	0,046
	Granulometria + Distância a olival + Diversidade da vegetação	6	-72,922	161	2,4	0,046
	Granulometria + Distância a caminhos + Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	7	-71,501	161,3	2,76	0,038
	Distância a caminhos + Distância a olival + Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	5	-74,691	161,5	2,97	0,034
	Granulometria + Distância a caminhos	5	-74,775	161,7	3,14	0,031
	Granulometria + Distância a olival + Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	7	-71,716	161,7	3,19	0,031
	Distância a olival + Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	4	-76,332	162	3,49	0,026
	Granulometria + Distância a olival	5	-75,027	162,2	3,65	0,024
	Granulometria + Distância a caminhos + Pastoreio 2016/17	6	-73,858	162,8	4,28	0,018
	Granulometria + Distância a caminhos + Distância a olival + Diversidade da vegetação	7	-72,464	163,2	4,68	0,015
	Granulometria + Distância a caminhos + Distância a olival + Diversidade da vegetação + Pastoreio 2016/17	8	-70,876	163,5	4,96	0,013
	Granulometria + Distância a olival + Pastoreio 2016/17	6	-74,395	163,9	5,35	0,01
	Diversidade da vegetação	2	-79,981	164,3	5,8	0,008

Granulometria + Distância a caminhos + Distância a olival	6	-74,764	164,6	6,09	0,007
Distância a caminhos + Pastoreio 2016/17	3	-78,93	164,7	6,11	0,007
Distância a caminhos + Diversidade da vegetação	3	-78,956	164,7	6,16	0,007
Granulometria + Distância a caminhos + Distância a olival + Pastoreio 2016/17	7	-73,838	166	7,43	0,004
Distância a olival + Diversidade da vegetação	3	-79,757	166,3	7,76	0,003
Distância a caminhos + Distância a olival + Pastoreio 2016/17	4	-78,482	166,3	7,79	0,003
Pastoreio 2016/17	2	-81,036	166,5	7,91	0,003
Distância a olival + Pastoreio 2016/17	3	-79,9	166,6	8,05	0,003
Distância a caminhos + Distância a olival + Diversidade da vegetação	4	-78,937	167,3	8,7	0,002
Distância a olival	2	-82,114	168,6	10,06	0,001
Distância a caminhos	2	-82,447	169,3	10,73	0,001
Distância a caminhos + Distância a olival	3	-81,492	169,8	11,23	0,001

**Anexo 2** – Resumos dos modelos médios para cada variável. Estes são, respetivamente: vegetação (H1), solo (H2), alimentação (H3), perturbação (H4) e competição (H5). Está expresso o coeficiente médio, erro padrão (EP), z-value e p-value (p), intervalo de confiança (IC) a 95% e importância relativa da variável no modelo. A negrito estão representadas as variáveis cujos intervalos de confiança de 95% dos seus coeficientes não incluem o zero.

Variável	Coeficiente	EP	<i>z-value</i>	<i>p</i>	IC (2,5%)	IC (97,5%)	Importância relativa
<b>Interseção</b>	0,086	0,235	0,352	0,725	-0,473	1,549	-
<b>Subcoberto (matos)</b>	0,455	0,316	1,385	0,166	-0,393	0,564	0,67
<b>Subcoberto (Vegetação espontânea)</b>	-17,517	2103,363	0,008	0,994	-0,189	1,099	0,67
<b>Subcoberto (Vegetação espontânea com matos)</b>	0,100	0,064	1,489	0,136	-4323,391	4288,358	0,67
<b>Componente 1</b>	0,018	0,826	2,258	0,024	-0,032	0,231	0,47
<b>Diversidade da vegetação</b>	<b>1,942</b>	<b>0,096</b>	<b>0,184</b>	<b>0,854</b>	<b>0,256</b>	<b>3,628</b>	<b>0,81</b>
<b>Componente 2</b>	0,192	0,508	0,368	0,713	-0,176	0,213	0,22
<b>Usos do solo (Povoamento misto)</b>	0,556	0,422	1,265	0,206	-0,832	1,216	0,09
<b>Usos do solo (Vegetação espontânea)</b>	0,245	0,219	1,070	0,285	-0,305	1,417	0,09
<b>Usos do solo (Pinhal bravo)</b>	0,086	0,235	0,352	0,725	-0,204	0,694	0,09

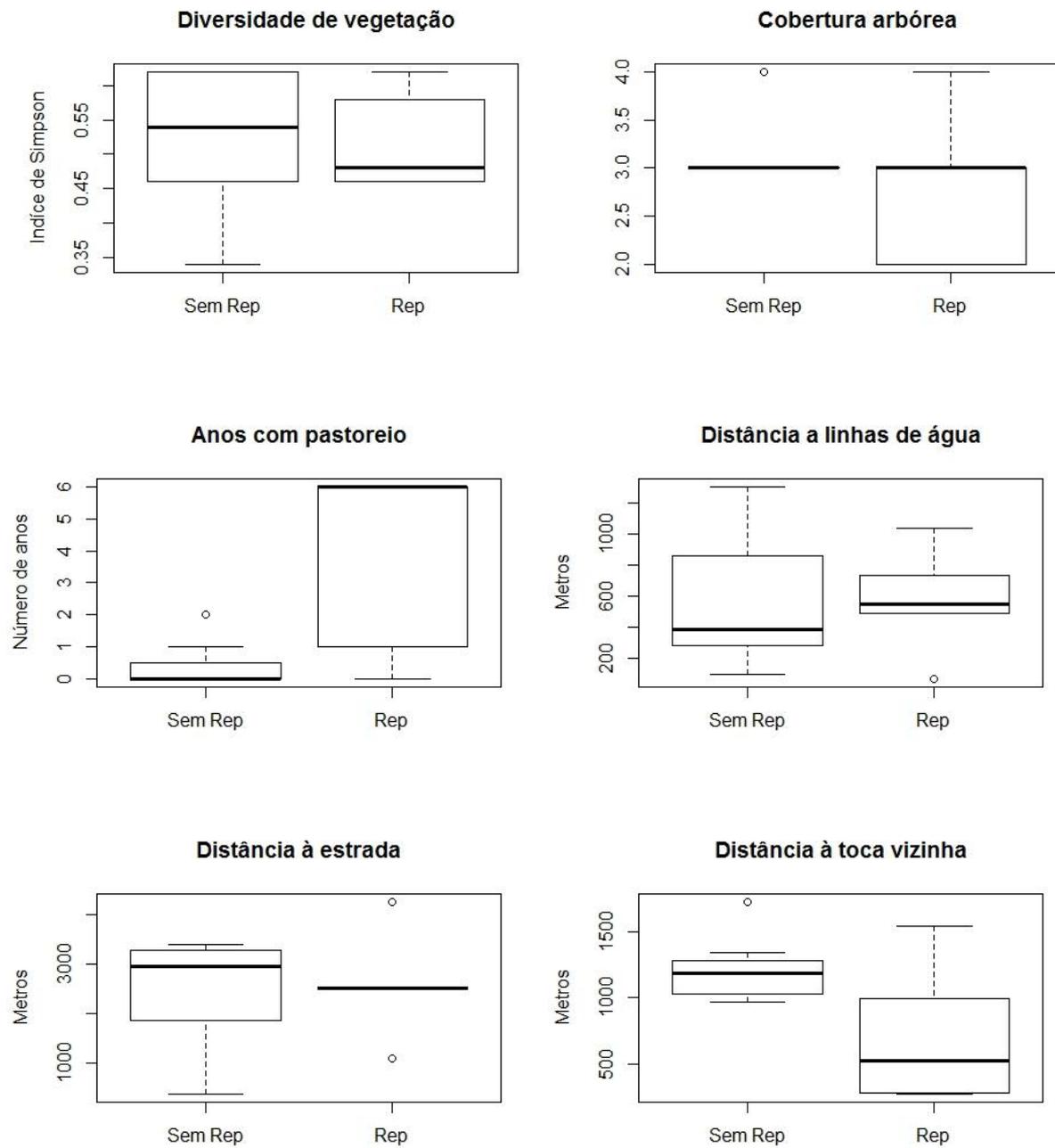
Variável	Coeficiente	EP	<i>z-value</i>	<i>p</i>	IC (2,5%)	IC (97,5%)	Importância relativa
<b>Interseção</b>	1,602	0,122	12,635	0,000	1,354	1,851	-
<b>Granulometria (terra)</b>	<b>-0,819</b>	<b>0,228</b>	<b>3,443</b>	<b>0,001</b>	<b>-1,285</b>	<b>-0,353</b>	<b>0,99</b>
<b>Granulometria (pedregoso)</b>	-0,117	0,241	0,464	0,643	-0,610	0,376	0,99
<b>Granulometria (caminho)</b>	0,356	0,397	0,861	0,389	-0,455	1,168	0,99
<b>Tipo de solo (Podzol)</b>	-0,072	0,188	0,367	0,714	-0,456	0,312	0,21

Variável	Coefficiente	EP	<i>z-value</i>	<i>p</i>	IC (2,5%)	IC (97,5%)	Importância relativa
<b>Interseção</b>	1,364	0,087	15,028	0	1,186	1,541	-
<b>Distância ao olival</b>	<b>-0,164</b>	<b>0,092</b>	<b>1,716</b>	<b>0,086</b>	<b>-0,350</b>	<b>0,023</b>	<b>0,62</b>
<b>Distância ao alimentador</b>	0,049	0,090	0,525	0,599	-0,134	0,232	0,26
<b>Distância à água</b>	0,021	0,091	0,227	0,820	-0,164	0,207	0,24

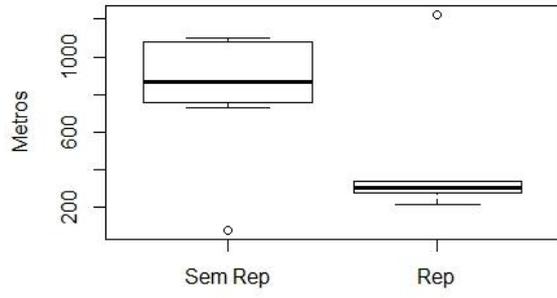
Variável	Coefficiente	EP	<i>z-value</i>	<i>p</i>	IC (2,5%)	IC (97,5%)	Importância relativa
<b>Interseção</b>	1,343	0,089	14,438	0	1,160	1,525	-
<b>Distância a caminhos</b>	-0,178	0,094	1,816	0,069	-0,370	0,014	0,65
<b>Pastoreio 2016/17</b>	<b>0,192</b>	<b>0,089</b>	<b>2,084</b>	<b>0,037</b>	<b>0,011</b>	<b>0,373</b>	<b>0,72</b>
<b>Anos sem gado</b>	-0,163	0,115	1,374	0,169	-0,397	0,070	0,46
<b>Distância a estradas nacionais</b>	0,050	0,092	0,520	0,603	-0,138	0,237	0,24

Variável	Coefficiente	EP	<i>z-value</i>	<i>p</i>	IC (2,5%)	IC (97,5%)	Importância relativa
<b>Interseção</b>	1,371	0,086	15,269	0	1,195	1,547	-
<b>Distância à toca vizinha</b>	-0,063	0,088	0,689	0,491	-0,241	0,116	0,29
<b>Abundância de javali</b>	0,005	0,088	0,058	0,954	-0,175	0,185	0,24

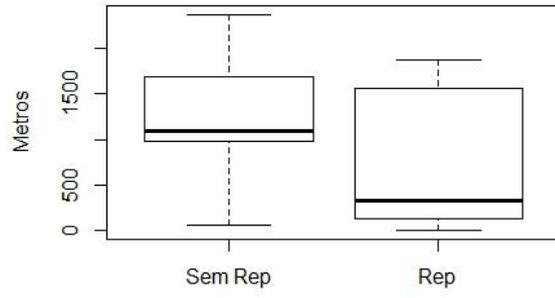
**Anexo 3 - Relação entre as médias e os desvios padrão entre as variáveis, em tocas com e sem reprodução**



**Distância a alimentador**



**Distância a caminhos**



**Solo nu**

