



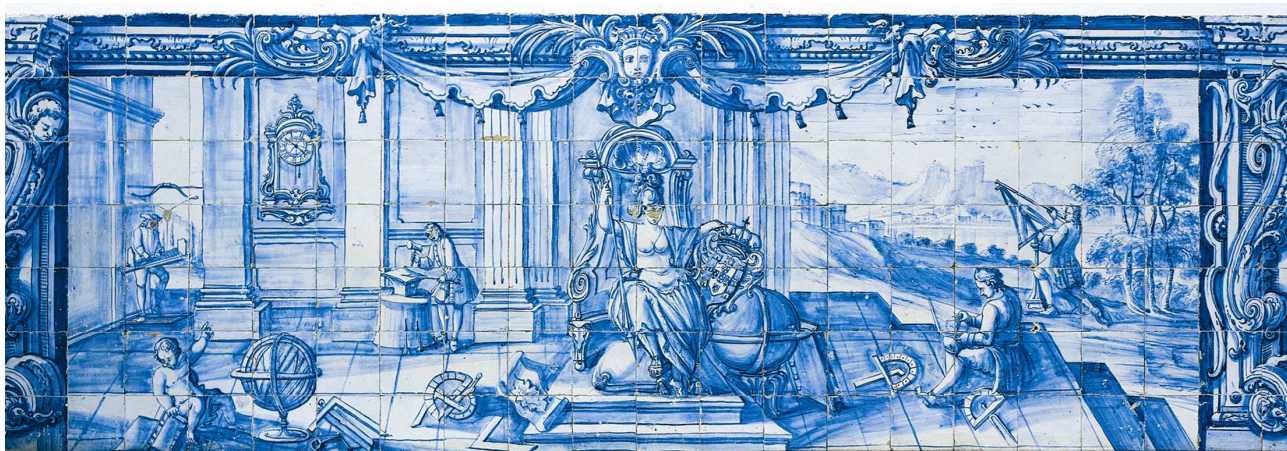
***Biologia Populacional de um Repovoamento de
Veado (*Cervus elaphus* L.) em Ambiente
Mediterrânico: Padrões de Uso do Espaço,
Expansão Geográfica e Dinâmica de uma
População Fundadora***

ROSANA DA SILVA PEIXOTO

Tese apresentada à Universidade de Évora
para obtenção do Grau de Doutor em Biologia

ORIENTADORES: *Prof^o Doutor António Paulo Pereira Mira*
Doutor Pedro Rui Correia Oliveira Beja

ÉVORA, NOVEMBRO/2014



***Biologia Populacional de um Repovoamento de
Veado (*Cervus elaphus* L.) em Ambiente
Mediterrânico: Padrões de Uso do Espaço,
Expansão Geográfica e Dinâmica de uma
População Fundadora***

ROSANA DA SILVA PEIXOTO

Tese apresentada à Universidade de Évora
para obtenção do Grau de Doutor em Biologia

ORIENTADORES: *Profº Doutor António Paulo Pereira Mira*
Doutor Pedro Rui Correia Oliveira Beja

ÉVORA, NOVEMBRO/2014







Contactos:

Universidade de Évora
Instituto de Investigação e Formação Avançada - IIFA
Palácio do Vimioso | Largo Marquês de Marialva, Apart. 94
7002-554 Évora | Portugal
Tel: (+351) 266 706 581
Fax: (+351) 266 744 677
email: iifa@uevora.pt

Biologia Populacional de um Repovoamento de Veados
(*Cervus elaphus* Linnaeus 1758) em Ambiente
Mediterrânico: Padrões de Uso do Espaço, Expansão
Geográfica e Dinâmica de uma População Fundadora

Rosana da Silva Peixoto

Orientadores:

Profº Doutor António Paulo Pereira Mira

Doutor Pedro Rui Correia Oliveira Beja

2014

*“Não sabendo que era impossível,
ele foi lá e fez”*

AGRADECIMENTOS

Inicialmente um agradecimento muito especial ao Pedro Beja, que tornou a realização desta tese possível quando falou sobre o repovoamento de veados na Coitadinha e aceitou esta orientação. Pelo acompanhamento do trabalho e garantia de suporte logístico sempre que precisei. E agora na reta final, por ter estado sempre disponível para as constantes revisões deste manuscrito em um curto espaço de tempo, e principalmente pelo incentivo dado neste período.

Ao António Mira, por ter aceito orientar esta tese. Pela receptividade e simpatia que sempre demonstrou nos três anos que estive na Universidade de Évora, e particularmente na Unidade de Biologia da Conservação (UBC). Pelo constante e contagiante sorriso no rosto. Sem esquecer os comentários construtivos durante a elaboração desta tese. Para mim foi um prazer conhecê-lo, e apesar de ser difícil nos encontrarmos, a minha porta estará sempre aberta.

A Ana Galantinho, Vânia Neves, Filipe, Luís Gomes, Carmo Silva, Tiago Marques e Carlos Godinho, pela companhia e receptividade durante minha estadia na UBC. Ao Ricardo Pita e a Sara Santos pela troca de artigos. Um agradecimento especial ao Giovanni, pelo constante suporte técnico com o Quantum Gis e por ter se disponibilizado a ir ao campo dar-me uma aula prática de telemetria.

Ao Miguel Porto, pelo auxílio com as coordenadas geográficas.

À ERENA – Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais, pelo apoio logístico que possibilitou a realização do trabalho de campo.

À Diretora do Parque de Natureza de Noudar, Dr^a Bárbara Pinto, por ter concedido o acesso ao parque e as instalações do Monte.

Ao Francisco Fialho, pela permissão para entrar nas Russianas sempre que fosse preciso ir atrás dos meus veados, e foram muitas vezes.

Ao Luís Palma, pelas conversas e conselhos sobre o trabalho de campo. Pela leitura e comentário deste manuscrito, e pelo suporte ao longo deste tempo.

Aos meus amigos do Monte da Coitadinha, que tornaram as minhas viagens semanais sempre tão prazerosas. A Débora, Patrícia, Nuno, Lina, Beatriz, Manuel, S. Francisco, Herlander e a doce Açucena. Uma das melhores coisas neste trabalho foi ter conhecido pessoas como vocês e ter a oportunidade de estar em um lugar tão aprazível como a Coitadinha.

Ao Nuno, a Lília e a Carolina LeCoq, pela amizade e por terem acolhido a mim e ao meu filho nesta cidade mágica que é Évora. Pelos jantares, almoços, conversas, enfim, por tantas vezes me fazerem sentir como se estivesse em casa.

À Eda, que um dia deu-me um pequeno cartão com os dizeres “o acaso nos dá família, a escolha nos dá amigos”, e já lá vão trinta anos de amizade. Pelo fim-de-semana conferindo a bibliografia e relendo o texto em busca de “artigos” ou “pronomes” perdidos, quando o meu cansaço já era grande para isto.

À Elsa, amiga de sempre e sempre, pela casa sempre aberta para mim e Davi.

Ao meu filho Davi, o grande motivo de sair do Brasil para passar três anos em Portugal. Na sua inocência nunca se queixou das minhas constantes viagens ao campo, e no meu retorno estava sempre com os braços abertos e um sorriso no rosto.

As “minhas” onze cervas, pelo prazer que foi acompanhá-las nesta jornada.

RESUMO

A translocação é uma importante ferramenta para preservar espécies em declínio ou que tenham desaparecido de seu habitat natural, e para repovoamentos com finalidade cinegética. A monitorização da distribuição e movimentos dos animais translocados pode trazer dados que, numa perspectiva de gestão, auxiliem a avaliar: fidelidade ao local de libertação, grau de dispersão, probabilidade de sucesso da translocação e necessidade de futuras translocações. Neste contexto, a presente tese abordou o repovoamento do veado (*Cervus elaphus*) numa região mediterrânica em Portugal, com enfoque no uso do espaço e parâmetros demográficos de uma população fundadora. Para este fim, onze fêmeas, entre vinte e oito animais translocados, foram radiomarcadas e monitorizadas semanalmente durante três anos. Os animais permaneceram quatro meses num cercado de aclimação, sendo depois libertados no novo habitat. Durante o estudo foram obtidas 3558 localizações e estimadas as áreas vitais e nucleares pelo método Kernel, 95% e 50% respectivamente. Constatou-se o aumento progressivo da área vital anual da população. Ao final do terceiro ano as cervas haviam estabelecido uma área vital conjunta de 850,3 ha nas proximidades do ponto de libertação. As distâncias de dispersão desde o ponto de libertação atingiram um máximo de 7,5 km, com uma média de 1,55 km. Não foram observadas diferenças entre fêmeas adultas e subadultas relativamente às distâncias percorridas e a dimensão da área vital. O montado de azinho foi predominante na área de estudo, mas o habitat dominante nas áreas vitais e único das áreas nucleares durante os três anos de estudo foi o matagal arborizado, que teve seleção positiva todos os anos pelo desenho I. No desenho III anual o matagal arborizado e o montado foram os mais utilizados, e na análise sazonal foram o matagal e pastagem.

As fêmeas adultas geraram crias todos os anos e as quatro subadultas a partir do segundo ano. Os nascimentos ocorreram em Maio e Junho no primeiro ano e no segundo ano concentraram-se no mês de Maio. A razão sexual de 20 nascimentos foi 1:3. A sobrevivência das fêmeas marcadas foi de 100%.

O estabelecimento da área vital da população repovoada próximo ao ponto de libertação, bem como a elevada sobrevivência e o sucesso reprodutivo observados

durante os três anos de estudo sugerem que o repovoamento foi bem sucedido. Este sucesso provavelmente se deveu à boa qualidade do habitat, à manutenção num cercado de aclimatação por um período prolongado de tempo seguido de uma libertação não forçada, e à alimentação suplementar.

ABSTRACT

Population biology of a Red deer (*Cervus elaphus* L.) restocking in a Mediterranean environment: range use patterns, geographic expansion and dynamics of a founder population.

Translocation is an important conservation tool for endangered species either declining or already extinct in their natural habitat, and for game restocking as well. Within a management perspective, monitoring of the distribution and movements of translocated animals can yield data which can help assessing release site fidelity, degree of dispersal, probability of translocation success, and need of subsequent translocations. In this context, the present dissertation addresses the restocking of Red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean-type area in Portugal, focusing on the habitat use and demographic parameters of the founding population. With this purpose, eleven females out of the twenty eight translocated animals were radiotracked on a weekly base for a period of three years. The animals spent four months in an acclimatization enclosure and then released into the new habitat. During this study 3558 fixes were collected, and home-ranges and their core areas were estimated by the kernel method at 95% and 50% respectively. The population home-range gradually increased during the study period. By the end of the third year the does had established a joint home-range of 850.3 ha around the release site. Dispersal distances were 1.55 km in average and reached a maximum of 7.5 km. There were no differences between adult and subadult females concerning dispersal distance and home-range size. Still, there were year-to-year differences in the home-range sizes at the time of birth. The “montado” (managed holm oak open woodland) was the predominant habitat in the study area, yet the population home-range area was dominated by spontaneous Mediterranean vegetation types. This was also the habitat more positively selected, followed by grassland. The “montado” was used accordingly with its availability and sometimes avoided. Breeding success and survival were high. Earlier breeding was observed in the second year with the majority of births occurring in May. Fawn sex ratio was female-biased and juveniles spent about 14 months with their mothers. The fact that the population home-range was

established near the release site and the high breeding success observed suggest that the three-year restocking was successful. This success may be due to the habitat quality, the long permanence within the acclimatisation enclosure followed by a soft release, and to supplementary feeding.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	xi
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL.....	28
1.1 A translocação como ferramenta de gestão das populações.....	29
1.1.1 Repovoamentos do <i>Cervus elaphus</i>	31
1.1.2 Fatores relacionados ao sucesso duma translocação.....	34
1.1.3 Problemas associados à translocação	36
1.2 Objetivo	39
1.2.1 Objetivos Específicos.....	39
1.3 Organização da tese	40
CAPÍTULO 2. A ESPÉCIE EM ESTUDO: O VEADO, <i>Cervus elaphus</i> 1758.....	44
2.1 Enquadramento Taxonômico, Origem e Distribuição.....	44
2.2 Características morfológicas.....	46
2.3 Ecologia	48
2.3.1 Habitat	48
2.3.2 Alimentação	48
2.3.3 Organização Social.....	49
2.3.4 Uso do espaço.....	50
CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDO	55
3.1 Enquadramentos geográfico e climático.....	55
3.2 Geologia.....	56
3.3 Topografia.....	56

3.4 Hidrografia.....	56
3.5 Vegetação e Usos do Solo.....	57
3.5.1 Cercado de Aclimação.....	61
3.5.2 Variação sazonal na disponibilidade de alimentos.....	61
3.6 Fauna.....	63
CAPÍTULO 4. METODOLOGIA GERAL	69
4.1 Captura e libertação	69
4.2 Monitorização	72
4.2.1 Telemetria.....	72
4.2.1.2 Rádio-seguimento.....	73
4.2.2 Processamento dos dados de telemetria	75
4.2.3 Observações visuais	76
4.3 Análise dos dados	77
4.3.1 Determinação da área vital e área nuclear.....	77
CAPÍTULO 5. DISPERSÃO E DESENVOLVIMENTO DA ÁREA VITAL.....	83
5.1 Introdução	83
5.2 Metodologia.....	87
5.3 Resultados	90
5.3.1 Radiotelemetria	90
5.3.2 Área vital e nuclear	90
5.3.4 Padrão de movimento.....	100
5.4 Discussão.....	102
CAPÍTULO 6. SELEÇÃO DE HABITAT.....	111
6.1 Introdução	111
6.2 Metodologia.....	114
6.2.1 Desenho do estudo	114
6.2.6 Análise de dados.....	115

6.3 Resultados.....	118
6.3.1 Desenho I.....	118
6.3.2 Desenho II	122
6.3.3 Desenho III.....	122
6.4 Discussão	126
CAPÍTULO 7. BIOLOGIA REPRODUTIVA.....	133
7.1 Introdução	133
7.2 Metodologia	137
7.2.1 Fertilidade, Nascimento e Sexo.....	137
7.2.2 Área vital no período do nascimento.....	138
7.3 Resultados	139
7.3.1 Fertilidade, Nascimento e Sexo.....	139
7.3.2 Área vital no período do nascimento.....	140
7.4 Discussão	143
CAPÍTULO 8. DISCUSSÃO GERAL.....	154
8.1 Principais considerações	155
8.1.1 Uso do espaço.....	155
8.1.2 Seleção de habitat.....	156
8.1.3 Reprodução.....	159
8.2 Contribuição para programas de gestão e futuras translocações	160
8.3 Considerações finais	163
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	166
APÊNDICE	i

ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

- EDIA – Empresa para o Desenvolvimento do Alqueva
- IUCN – *International Union for Conservation of Nature* (União Internacional para Conservação da Natureza)
- LOAS – *Location of a Signal* (Localização de Sinal)
- LSCV – *Least Square Cross-Validation* (Validação pelos quadrados mínimos)
- MAGM – Modelo Aditivo Generalizado Misto
- MPC – Mínimo Polígono Convexo
- PNN – Parque de Natureza de Noudar
- UD – Unidade de Distribuição

ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 5. 1 ÁREA VITAL ANUAL (HA) DE 11 FÊMEAS DE <i>CERVUS ELAPHUS</i> , REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA EM PORTUGAL, DURANTE OS ANOS DE 2007, 2008 E 2009, ESTIMADA PELO KERNEL 95% COM LSCV (<i>LEAST SQUARE CROSS VALIDATION</i>) COMO MÉTODO DE ALISAMENTO.....	94
TABELA 5. 2 MÉDIAS (DP) DAS ÁREAS VITAIS SAZONAIS (HA) DE 11 FÊMEAS DE <i>CERVUS ELAPHUS</i> TRANSLOCADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA EM PORTUGAL DURANTE OS ANOS DE 2007, 2008 E 2009, ESTIMADA PELO KERNEL 95% COM LSCV (<i>LEAST SQUARE CROSS VALIDATION</i>) COMO MÉTODO DE ALISAMENTO.....	97
TABELA 6. 1 ÍNDICES DE SELEÇÃO DE HABITAT, ESTIMADOS PELO MÉTODO DE NEU, REFERENTES AOS TRÊS ANOS DE ESTUDO TENDO COMO BASE A ÁREA TOTAL (MPC 100%) E A ÁREA VITAL (KERNEL 95% = K) DE UM GRUPO DE FÊMEAS DE <i>CERVUS ELAPHUS</i> REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA.....	119
TABELA 6. 2 PROPORÇÃO DE USO DE HABITAT OBSERVADO NA ÁREA VITAL (KERNEL 95%) DA POPULAÇÃO (DESENHO II) PARA CADA FÊMEA DURANTE OS 3 ANOS DE ESTUDO.	123
TABELA 6. 3 ORDEM DE UTILIZAÇÃO DE HABITAT NOS ANOS DE 2007, 2008 E 2009, A PARTIR DOS RESULTADOS DA ANÁLISE COMPOSICIONAL DA SELEÇÃO DE HABITAT DE TERCEIRA ORDEM PARA UMA POPULAÇÃO DE CERVAS REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA.....	125
TABELA 6. 4 RESULTADOS DA ANÁLISE COMPOSICIONAL DA SELEÇÃO DE HABITAT SAZONAL NOS ANOS DE 2007 E 2008, PARA UMA POPULAÇÃO DE CERVAS REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA.	125
TABELA 7. 1 RESULTADOS DA ANÁLISE COMPOSICIONAL DA SELEÇÃO DE HABITAT SAZONAL NOS ANOS DE 2007 E 2008, PARA UMA POPULAÇÃO DE CERVAS REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA.	140
TABELA 7. 2 ÁREA DO PERÍODO PROVÁVEL DO NASCIMENTO E PROPORÇÃO DE HABITAT DE CADA ÁREA NOS ANOS DE 2007 E 2008 DE 8 FÊMEAS DE <i>CERVUS ELAPHUS</i> REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA.	141

INDICE DE FIGURAS

- FIGURA 3. 1** LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. IMAGEM DE SATÉLITE DA ÁREA DE ESTUDO EVIDENCIANDO OS CURSOS D'ÁGUA. EM DESTAQUE NA ELIPSE O CERCADO DE ACLIMATAÇÃO ONDE FORAM COLOCADOS OS VEADOS TRANSLOCADOS (FONTE: GOOGLE EARTH, 25/06/13). 55
- FIGURA 3. 2** PAISAGEM DA ÁREA DE ESTUDO ILUSTRANDO O RELEVO DA REGIÃO..... 57
- FIGURA 3. 3** ÁREA DE ESTUDO DEFINIDA COM BASE NAS LOCALIZAÇÕES DE TODOS OS VEADOS PORTADORES DE RÁDIO COLARES DURANTE OS TRÊS ANOS DE ESTUDO, E DELIMITADA PELO MÉTODO DO MÍNIMO POLÍGONO CONVEXO 100%..... 58
- FIGURA 3. 4** EXEMPLOS DE HABITATS DA ÁREA DE ESTUDO: MONTADO AO FUNDO (A) E MATA ARBORIZADA. (FONTE: ROSANA PEIXOTO, 2007)..... 60
- FIGURA 3. 5** PAISAGEM DA ÁREA DE ESTUDO MOSTRANDO ZONA RIPÍCOLA DO RIO ARDILA (FONTE: ROSANA PEIXOTO, 13/11/2008). 61
- FIGURA 3. 6** VISTA AÉREA DE PARTE DA ÁREA DE ESTUDO EVIDENCIANDO O CERCADO DE ACLIMATAÇÃO (A) E DETALHE DA ENTRADA DO CERCADO PRÓXIMO AO CAMINHO DE TERRA (B). 62
- FIGURA 4. 1** ESTAÇÕES DE SEGUIMENTO FIXAS NA ÁREA DE ESTUDO PARA TOMADA DE LOCALIZAÇÕES POR RADIOTELEMETRIA. OS ASTERISCOS MARCAM AS ESTAÇÕES; A ESTRELA MARCA O PONTO DE LIBERTAÇÃO DOS VEADOS; OS PENTÁGONOS OS LOCAIS DE ALIMENTAÇÃO SUPLEMENTAR E A LINHA PONTILHADA OS CURSOS DE ÁGUA. 72
- FIGURA 5. 1** DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS LOCALIZAÇÕES OBTIDAS NOS ANOS DE 2007, 2008 E 2009, DE 11 FÊMEAS DE *CERVUS ELAPHUS* REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA EM PORTUGAL. OS PONTOS REPRESENTAM AS LOCALIZAÇÕES DAS FÊMEAS NA ÁREA DE ESTUDO. A ESTRELA INDICA O PONTO DE LIBERTAÇÃO. A LINHA PRETA REPRESENTA OS CERCADOS (ALTURA = 1,20) DE CONTENÇÃO DE GADO BOVINO. A LINHA PONTILHADA REPRESENTA OS DOIS CURSOS DE ÁGUA PRINCIPAIS. 93
- FIGURA 5. 2** MÉDIA ANUAL (2007, 2008 E 2009) DA ÁREA VITAL (K95%) DA POPULAÇÃO DE CERVAS REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA EM PORTUGAL. A LINHA

PRETA SÓLIDA MOSTRA A MÉDIA (HA) DA ÁREA VITAL E A LINHA TRACEJADA OS LIMITES MÍNIMOS E MÁXIMOS.....	93
FIGURA 5.3 VARIAÇÃO INTERANUAL DA DIMENSÃO DA ÁREA VITAL DO CONJUNTO DAS FÊMEAS REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA (PORTUGAL) NOS ANOS DE 2007 (LINHA TRACEJADA), 2008 (LINHA PONTILHADA) E 2009 (LINHA SÓLIDA) ESTIMADAS ATRAVÉS DO KERNEL 50% (A) E 95% (B). A ESTRELA REPRESENTA O PONTO DE LIBERTAÇÃO DAS CERVAS E OS PONTOS NEGROS OS LOCAIS DE SUPLEMENTAÇÃO ALIMENTAR.....	96
FIGURA 5.4 SOBREPOSIÇÃO DA ÁREA NUCLEAR ANUAL CALCULADA PELO KERNEL 50%, ENTRE OS ANOS DE 2007 E 2008, 2007 E 2009, E 2008 E 2009, DE 11 FÊMEAS DE <i>CERVUS ELAPHUS</i> REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA EM PORTUGAL. A LINHA TRACEJADA CORRESPONDE A 2007, A LINHA PONTILHADA A 2008 E A LINHA SÓLIDA A 2009. A ÁREA DE SOBREPOSIÇÃO É REPRESENTADA A SOMBREADO. A ESTRELA MARCA O PONTO DE LIBERTAÇÃO DAS CERVAS.....	98
FIGURA 5.5 SOBREPOSIÇÃO DA ÁREA VITAL ANUAL CALCULADA PELO KERNEL 95%, ENTRE OS ANOS DE 2007 E 2008, 2007 E 2009, E 2008 E 2009, DE 11 FÊMEAS DE <i>CERVUS ELAPHUS</i> REPOVOADAS NUMA REGIÃO MEDITERRÂNICA EM PORTUGAL. A LINHA TRACEJADA CORRESPONDE A 2007, A LINHA PONTILHADA A 2008 E A LINHA SÓLIDA A 2009. A ÁREA DE SOBREPOSIÇÃO É REPRESENTADA A SOMBREADO. A ESTRELA MARCA O PONTO DE LIBERTAÇÃO DAS CERVAS.....	100
FIGURA 5.6 MODELO ADITIVO GENERALIZADO MISTO (MAGM) AUTOREGRESSIVO MOSTRANDO A VARIAÇÃO DAS DISTÂNCIAS MÉDIAS MENSAS DE TODOS OS INDIVÍDUOS MARCADOS RELATIVAMENTE AO LOCAL DE LIBERTAÇÃO. A LINHA SÓLIDA REPRESENTA O ALISAMENTO ESTIMADO, AS LINHAS TRACEJADAS O INTERVALO DE CONFIANÇA A 95% E OS PONTOS AS DISTÂNCIAS MÉDIAS MENSAS PERCORRIDAS POR CADA INDIVÍDUO. FOI UTILIZADA AUTOCORRELAÇÃO DE ORDEM 1 USANDO COMO VARIÁVEL POSIÇÃO O MÊS. ALISAMENTO (= 5,9) DA CURVA É SIGNIFICATIVO (P = 0.0045).....	101
FIGURA 7.1 FÊMEAS A033 E A01 COM AS CRIAS DE 2007 E 2008. (FOTOS TIRADAS EM 1/10/08 ÀS 19:35 E 02/10/08 ÀS 19:08, ARQUIVO PESSOAL).....	140
FIGURA 7.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ÁREAS VITAIS ESTIMADAS DURANTE O PERÍODO ESTIMADO DO PARTO NOS ANOS DE 2007 (N=4) E 2008 (N=8), DE UM GRUPO DE	

FÊMEAS DE *CERVUS ELAPHUS* REPOVOADAS. OS POLÍGONOS SOMBREADOS CORRESPONDEM ÀS ÁREAS VITAIS INDIVIDUAIS E POLÍGONOS SEM PREENCHIMENTO A CERCADOS PARA O GADO. A ESTRELA REPRESENTA O PONTO DE LIBERTAÇÃO DOS ANIMAIS APÓS A TRANSLOCAÇÃO E A LINHA PONTILHADA OS CURSOS DE ÁGUA. ... 142

FIGURA 7. 3 SOBREPOSIÇÃO DE ÁREA VITAL DE SEIS FÊMEAS DE *CERVUS ELAPHUS* DURANTE O PERÍODO ESTIMADO DO PARTO ENTRE OS ANOS DE 2007 E 2008. A ESTRELA CORRESPONDE AO CERCADO ONDE AS CERVAS FICARAM APÓS A TRANSLOCAÇÃO E OS POLÍGONOS AS ÁREAS VITAIS..... 143

Capítulo I

Introdução Geral

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL

Historicamente, o veado (*Cervus elaphus* Linnaeus 1758) distribuiu-se da Europa ocidental à Ásia central, sendo as populações originais mais ocidentais provenientes do sul de Portugal (Carranza 2004a). Após um período de depressão populacional sofrida pela espécie nos últimos séculos devido à caça excessiva e à competição com o homem por território, as populações da Europa encontram-se atualmente em expansão, especialmente em Espanha e Portugal (Salazar 2009). O veado é uma espécie com grande importância ecológica, cinegética e económica no continente europeu, tendo sido intensivamente estudado nos últimos anos no norte da Europa (Clutton-Brock 2001, Clutton-Brock et al. 2004). No entanto, existe algum desconhecimento das medidas necessárias para a sua correta gestão nas regiões mediterrânicas, o que poderá causar desequilíbrios na estrutura e dinâmica das suas populações com reflexos a longo prazo (Marco 2002). A gestão cinegética é uma atividade recente, sem tradição e em muitos casos carente de informação biológica adequada, cujo objetivo é tornar compatível o aproveitamento económico com a conservação da biodiversidade (Carranza 2004a).

Uma gestão adequada das populações silvestres para fins de conservação e/ou exploração depende em larga escala do conhecimento das suas necessidades espaciais e da forma como utilizam os recursos disponíveis (Reino 2000). Portanto, a disponibilidade de alimento, áreas favoráveis à reprodução e disponibilidade de refúgios para proteção dos indivíduos contra os predadores ou condições adversas são aspectos essenciais para a gestão dos habitats tendo em vista o fomento da fauna (Beja 2003).

Com o repovoamento de veados no Parque de Natureza de Noudar (PNN), pela Empresa de Desenvolvimento do Alqueva (EDIA) surgiu a oportunidade de durante três anos realizar um seguimento científico detalhado do processo de instalação e expansão deste núcleo com recurso da radiotelemetria VHF. Este repovoamento teve como objetivo inicial o restabelecimento da população local para uma posterior exploração cinegética.

Um programa de repovoamento acompanhado por uma monitorização intensiva possibilita a obtenção de diversos tipos de informação, incluindo: dispersão individual e/ou do grupo, padrões circadianos e sazonais de movimento; registro de mortalidade e

avaliação da utilização do habitat. Este último parâmetro é fundamental especialmente em atividades de gestão como a elaboração de novos programas de repovoamento (Falk e Olwell 1992), pois identificar os habitats que são selecionados e em que proporção estes são utilizados fornece informações essenciais sobre a ecologia da espécie. Todos estes dados, aliados ao conhecimento prévio de informações básicas da população a ser translocada, como origem, sexo, idade e estado reprodutivo, permitirão conhecer melhor os requisitos da espécie em um ambiente mediterrânico e identificar fatores que influenciam o comportamento dos animais, potenciando assim o sucesso de novas ações de libertação.

1.1 A translocação como ferramenta de gestão das populações

A translocação de espécies silvestres é uma estratégia com grande potencial para restaurar comunidades e ecossistemas naturais degradados pelas atividades antrópicas, buscando aproximá-los tanto quanto possível de suas condições naturais primitivas (Stanley Price 1989). Com o aumento no grau de destruição dos habitats naturais e o constante crescimento do número de espécies ameaçadas, o uso da translocação como ferramenta de conservação tem sido crescente (Griffith et al. 1989), sendo esta, em conjunto com outras abordagens, uma estratégia importante no combate à corrente taxa de extinção (Scott e Carpenter 1987, Wemmer e Derrickson 1987, Brown 1988, Kleiman 1989, Figueira 2002).

De acordo com a definição da União Internacional para Conservação da Natureza - IUCN (2013), translocação é o movimento de qualquer organismo vivo de uma área para outra, seja de forma acidental ou intencional. Quando intencional os propósitos podem ser diversos, inclusive políticos, comerciais e recreativos, além obviamente, de conservacionistas. A translocação conservacionista tem como objetivo primário a restauração da espécie em foco e/ou do ecossistema. Mesmo quando o objetivo principal é a exploração cinegética, convém que primeiro haja uma população estável que seja autossustentável, caso contrário, o custo de manutenção da população por repovoamentos seria extremamente elevado.

Atualmente são reconhecidos 3 tipos de translocação: Introdução – movimento dum organismo para uma área onde este não é nativo; Reintrodução - movimento intencional de libertação de um organismo dentro de sua área de ocorrência histórica e de onde se

encontra extinto; Repovoamento – movimentos de indivíduos para uma área onde há uma população pré-existente (IUCN 2013). O repovoamento objetiva aumentar a viabilidade da população existente, seja pelo aumento da densidade populacional, da diversidade genética ou pela representatividade de grupos demográficos específicos.

Nos últimos anos têm sido efetuados inúmeros repovoamentos a nível mundial, e diversos autores têm considerado sobre as possibilidades do uso dessa estratégia a partir de populações oriundas da natureza ou de cativeiro, estejam às espécies em foco ameaçadas ou não de extinção (Krasinski 1967, Konstant e Mittermeier 1982, Pucek 1986, Kleiman et al. 1986, Scott e Carpenter 1987, Griffith et al. 1989, IUCN 2013). No entanto, independentemente do grupo animal considerado, as translocações nem sempre são bem sucedidas. Com base num levantamento das translocações realizadas desde o final dos anos 80, estimou-se que entre 11 e 62% ($38,9 \pm 19,3$) destes programas tiveram resultados positivos (Griffith et al. 1989, Beck e Wilson 1994, Fisher e Lindenmeyer 2000, Singer et al. 2000, Matson et al. 2004).

A translocação de cervídeos é uma ação cada vez mais habitual dentro da conservação e gestão da fauna. É um procedimento que tem sido adotado para recuperar populações pequenas e fragmentadas, restabelecer espécies em zonas onde foram extintas, controlar população de predadores e presas, prevenir cruzamentos consanguíneos e também com finalidade cinegética (Rosell et al. 1996, Yott et al. 2011).

Dentre as translocações bem sucedidas de cervídeos podemos citar a do *C. elaphus* na Pensylvania (Williams et al. 2002) e do *C. elaphus nelsoni* em Kentuck (Larkin et al. 2002). Um exemplo clássico foi a reintrodução com sucesso do veado do Padre David, *Elaphurus davidianus*, após décadas de estar extinto no seu país de origem, com indivíduos provenientes de zoológicos e do Reino Unido, onde havia sido introduzido antes do seu declínio na China em 1900 (Jiang et al. 2000). Outro programa de sucesso envolvendo uma espécie considerada extinta do seu habitat natural foi a do gamo da Pérsia (*Dama mesopotamica*), reintroduzido em Israel na última década após um extenso programa pré-reintrodução ao qual se seguiu um longo monitoramento (Bar-David et al. 2005, Saltz et al. 2011).

A espécie *C. elaphus* tem frequentemente sido objeto de translocações. Este procedimento facilitou o aumento da expansão do veado através da Europa, tanto em área de distribuição como em densidade. A recolonização em regiões mediterrânicas

tem sido em grande parte decorrente de reintroduções (Cugnasse 1989, Cugnasse e Chiappin 1992) seguidas de repovoamentos. Este procedimento na Espanha e mais recentemente em Portugal, tem tido uma motivação sobretudo cinegética.

1.1.1 Repovoamentos do *Cervus elaphus*

Considerado espécie cinegética em praticamente todos os países, nomeadamente da Europa e Estados Unidos, o veado tem sido objeto de vários repovoamentos nas últimas décadas (Fonseca 1998, Salazar 2009). O objetivo principal destes repovoamentos tem sido o de formar uma população para posterior exploração ou manter uma população estável que esteja sobre o regime de caça controlada (Champagnon et al. 2012). O grande retorno económico propiciado pela atividade cinegética foi um incentivo à criação de reservas privadas de caça e a sua manutenção por repovoamentos. Quanto mais densa a população de veados maior o lucro do proprietário (Salazar 2009, Mysterud 2010). Desta forma, a exploração pela caça regulada aumentou grandemente o número de indivíduos, que em várias regiões supera 100 indivíduos/km² (Wilson e Mitermeier 2011).

Nos Estados Unidos, vários repovoamentos acompanharam os programas de introdução e reintrodução que elevaram o número de animais de 50.000 em 1900 para 500.000 na década passada (Bradley 1997). Na região de *Black Hills*, no estado de Dakota do Sul (EUA), o veado foi eliminado pela caça no final de 1800, reintroduzido em 1900 e durante o período de 1913 a 1916 a região foi repovoada com animais de Montana e a população gradualmente restaurada (Bradley 1997).

De acordo com Clutton-Brock e Ball (1987), na Escócia as populações do veado tiveram um declínio acentuado a partir do século XVI, tendo como principais causas à falta de gestão e a sobre-exploração de caça. Entretanto, a importação de indivíduos da Nova Zelândia aliada ao controle da caça em meados do século XIX propiciou o restauro e estabilidade das populações até os dias atuais. Na ilha de Rum, o declínio foi causado pelas queimadas e consequente destruição do habitat, sobretudo pela competição com o gado ovino. O repovoamento a partir de 1845 restabeleceu a população, em 1957 foi eliminada a criação de gado e a ilha passou a ter uma gestão mais eficaz (Clutton-Brock et al. 1982).

O repovoamento de *C. elaphus* em Itália, França, Espanha e Portugal contribuíram para o restabelecimento destas espécies em várias áreas (Carvalho et al. 2008). Na Itália, onde as populações naturais haviam declinado significativamente em função da caça e desflorestamento, ocorreram numerosos repovoamentos no período de 1958-1998 que facilitaram o aumento dos núcleos populacionais em número e distribuição (Mattioli et al. 2001). A proveniência dos indivíduos teve origem diversa (Suíça, Alemanha, Escócia, Hungria e da própria Itália) e derivou na sua maioria de recolonização espontânea a partir de localidades vizinhas (Mattioli et al. 2001). Atualmente na Itália, a única população nativa está restrita a Reserva Natural de Mesola, numa região de difícil acesso para o homem (Lorenzini et al. 1998). Já a subespécie *C. e. corsicanus* teve sua população drasticamente reduzida na Sardenha e extinta na Córsega em 1970, também devido a caça e perda de habitat. Endêmico destes locais, a recuperação e proteção desta subespécie incluíram reintrodução na Córsega e manutenção de indivíduos em cativeiro para repovoamento, além de medidas como a proibição da caça (Puddu et al. 2009).

A recente expansão territorial do veado na Espanha deve-se a uma série de repovoamentos e crescimento de suas populações, estima-se que atualmente existam mais de 300.000 veados em território espanhol (Carranza 2004b). É a principal caça maior no país e a sua exploração cinegética constitui um dos principais usos económicos das áreas de bosque mediterrânico e pastagens do sudoeste da Península Ibérica (Carranza 1999).

Em Portugal as populações nativas do veado tiveram o mesmo destino que em outros países, declinaram em número e em área de distribuição ao longo dos séculos XIX e grande parte do século XX, chegando mesmo a extinção em alguns locais como consequência direta da sobre-exploração cinegética, expansão da atividade agropecuária e a modificações sociais e políticas da época (Salazar 2009). Mas por a caça ao veado ser um desporto largamente praticado pela nobreza, algumas populações remanescentes foram preservadas dentro de propriedades muradas que lhe eram pertencentes, as Tapadas (Fonseca 1998). Estas propriedades passaram a ser o último santuário para o veado até a ocorrência de migrações de indivíduos oriundos da Espanha há cinco décadas (Bugalho et al. 1986). Desde então, diversas translocações foram efetuadas em Portugal a partir da década de 80 (Salazar 2009), especialmente após a criação da Lei da Caça (30/86 de 27 de Agosto de 1986) quando centenas de indivíduos foram importados da Espanha e em menor escala da Inglaterra (Fonseca 1998) com o objetivo de repovoar

áreas onde as populações naturais foram extintas ou drasticamente reduzidas (Salazar 2009) e, especialmente, para manutenção de populações em reservas privadas de caça (Fonseca 1998). Durante a década de 80, a recolonização do Parque Natural de Montesinho deu-se através de repovoamento natural, provavelmente pela migração transfronteiriça de indivíduos reintroduzidos na Reserva de Serra da Culebra em Espanha (Fonseca et al. 2012). É difícil inferir quantos animais foram translocados para Portugal nas introduções, reintroduções e repovoamentos efetuados nas décadas passadas, pois estes procedimentos geralmente não seguiram um programa pré-estabelecido. Este fato aliado à ausência de gestão dos espécimes translocados resultou em pouca informação sistematizada nos meios científicos. Mas é certo que as populações de veado em Portugal se encontram em franca expansão (Figura 1.1) (Salazar 2009), resultado da sua dispersão natural ou das reintroduções e repovoamentos tanto de cariz cinegético como de conservação que têm vindo a ser realizadas, bem como das alterações na paisagem rural e da diminuição generalizada dos seus predadores naturais (Ferreira et al. 1995, Alves 2006, Marques 2006). Estas ações contribuíram para que a espécie apresente atualmente em Portugal um estatuto de conservação *Pouco Preocupante*, encontrando-se incluído no Anexo III da Convenção de Berna (Cabral et al. 2006). É ainda considerada como espécie cinegética e o seu estatuto está regulamentado na Legislação Portuguesa no Regulamento da Lei de Bases Gerais da Caça (Decreto-Lei n.º 202/2004 de 18 de Agosto, com a redação que lhe foi conferida pelo Decreto-Lei n.º 201/2005) (Pereira 2007).

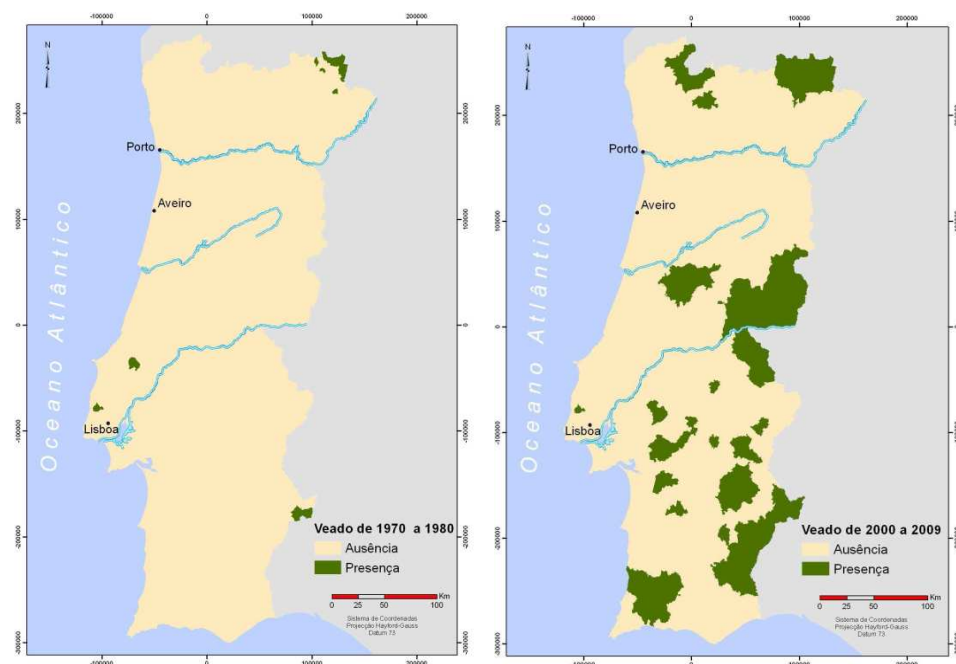


Figura1. 1 Mapa de distribuição do veado *Cervus elaphus* em Portugal nas décadas de 1970-1980 e 2000-2009 (Fonte: Salazar, 2009).

1.1.2 Fatores relacionados ao sucesso numa translocação

O sucesso de uma translocação envolve questões relacionadas a processos demográficos, genéticos, ecológicos e comportamentais. Segundo Griffth et al. (1989), os fatores mais representativos são: a existência de habitat de excelente qualidade na área de libertação e a utilização de espécies oriundas de ambientes naturais. Entenda-se por habitat de qualidade aquele com capacidade de prover condições apropriadas para a persistência do indivíduo e da população em todos os aspectos (Armstrong e Seldon 2007). Portanto, o conhecimento prévio dos requisitos em termos de espaço e condições ambientais das espécies-alvo, assim como das suas necessidades nutricionais, é fundamental para se obter um resultado positivo (IUCN/SSC 2012). A utilização de espécies nativas tem sido aconselhada nas ações de translocação, especialmente de repovoamento, uma vez que indivíduos provenientes de cativeiro podem apresentar modificações morfológicas e comportamentos com base genética que reduzem a capacidade adaptativa em ambiente natural (Champagnon et al. 2012). É também essencial que as causas do declínio da população original tenham sido identificadas e

removidas para que o processo não se repita, pelo menos não pelas mesmas causas (IUCN 2013).

Muitos dos insucessos observados são devido à alta taxa de mortalidade e/ou dispersão logo após a libertação (Teixeira et al. 2007), sendo um dos principais motivos reportados o stress da manipulação e transporte (Dubray et al. 1990, Lecomte 1990, Beck et al. 1991, Ferreira et al. 1996, Rosell et al. 1996, Letty et al. 2003, Adams et al. 2004, Calenge 2005), os cervídeos são particularmente sensíveis à manipulação, conseqüentemente, sujeitos a uma maior taxa de stress (Teixeira et al. 2007). Após captura e transporte durante uma translocação, o *C. elaphus* apresentou alterações relacionadas a mudanças fisiológicas, como aceleração do ritmo cardíaco e aumento nas concentrações de lactato, quando em densidades de 0,38 m² por 84 kg animal do que em densidades de 0,62 ou 0,85 m², sendo os indivíduos localizados no meio e na parte traseira do caminhão mais afetados (Waas et al. 1997). Para minimizar estas alterações é recomendável o transporte em densidades abaixo de 0,40 m²/100 kg e procurar manter os animais mais na dianteira do caminhão (Waas et al. 1997).

Um procedimento que pode reduzir a dispersão é a adoção de práticas de manejo pré-libertação, como por exemplo, manter os animais em aclimatação por um determinado período (*soft release*) para recuperação do stress. Uma vez que esta espécie evita a presença humana e perturbações inerentes à presença de rodovias, o local de aclimatação deve estar preferencialmente livre destas interferências (Mestre 2003). Apesar de haverem resultados contraditórios quanto às vantagens da manutenção de cervídeos em cativeiro antes da libertação (Gautier e Villaret 1990, Calenge 2005, Ryckman et al. 2010) e não se poder prever como a aclimatação irá afetar os animais, pode ser uma boa estratégia observar o comportamento dos animais no cativeiro e realizar a soltura quando este parecer normal, ou seja, assemelhar-se ao comportamento natural da espécie descrito em literatura.

Outro fator a ser considerado é o número de animais a serem translocados: principalmente quando são translocados poucos indivíduos e a importância de cada um dentro do processo de estabelecimento da população aumenta (Larkin et al. 2004). Translocação de um número pequeno de indivíduos pode aumentar o grau de dispersão e reduzir a sobrevivência e reprodução (Sarrazin e Barbault 1996), especialmente se no novo habitat há presença de predadores. A baixa taxa de reprodução e de sobrevivência em populações de baixa densidade, associada à elevada taxa de dispersão pós-libertação

podem causar uma disparidade entre o número de indivíduos libertados e os que efetivamente formam a população (Armstrong e Seldon 2007). Quanto maior for a fidelidade ao local maior será a probabilidade da população se estabelecer no novo habitat.

A presença de populações estabelecidas de outros ungulados silvestres e criação extensiva de ovinos na área onde se pretende que a população translocada se estabeleça, também é um fator que pode interferir na viabilidade da população no novo habitat devido à competição por espaço e alimento (Robalo, 1997).

1.1.3 Problemas associados à translocação

Um dos maiores problemas na translocação é o risco de causar problemas para as populações já existentes e contribuir para a deterioração do ambiente ao invés de aumentar a riqueza regional. Uma grave consequência decorrente de um repovoamento realizado de forma indiscriminada é promover a mistura de populações geneticamente diferentes e ameaçar a integridade do pool gênico das populações silvestres. Um exemplo é o que está atualmente a ocorrer com a subespécie *C. e. hispanicus*. Devido a sua posição como principal espécie de caça maior em Espanha e à consequente importância que as hastes possuem como troféus, tem-se procedido a introdução de subespécies de *C. elaphus* de maior porte com o objetivo de gerar indivíduos com maiores hastes (Carranza e Martínez 2002), o que pode levar ao desaparecimento da subespécie ibérica pela perda da integridade genética.

Efetuar um repovoamento com indivíduos oriundos de populações regionalmente distantes pode levar ao rompimento de complexos gênicos coadaptados que leva a depressão por exogamia ((Rhymer e Simberloff 1996). A probabilidade de surgimento deste tipo de depressão está diretamente relacionada com a distância genética e/ou evolutiva entre os táxons que irão interagir, ao nível de população, raça, subespécie ou espécie. A exogamia envolve a perda de eficácia biológica devido a hibridação de indivíduos provenientes de populações bastante diferenciadas, como no caso de distintas subespécies (Rhymer e Simberloff 1996). Apesar de nem todos os híbridos serem considerados inferiores aos taxons puros sob um ponto de vista adaptativo, a hibridação geralmente resulta na mistura do conteúdo genético. Esta mescla de genes é denominada de introgressão (também conhecido como poluição ou contaminação genética) e pode

resultar na perda da integridade genética da espécie, o que por sua vez pode comprometer a integridade das populações silvestres (Carranza e Martinez 2002, Blanco-Aguiar et al. 2008). Nestes casos, pode haver uma limitação na adaptação local dos indivíduos translocados (Carranza e Martinez 2002), que pode se manifestar de várias formas, incluindo redução do sucesso reprodutivo, baixa resistência a patógenos, baixa sobrevivência a predadores, menor tolerância a *stress* e uma ineficiente capacidade forrageadora (Edmands 2007, Hutchings e Fraser 2008). E no caso de não existir introgressão porque os híbridos são estéreis, não serão gerados descendentes e o esforço reprodutivo é completamente perdido (Rhymer e Simberloff 1996).

Ao nível ecológico, os cervídeos podem ocasionar problemas sanitários ao transportar parasitas para o novo habitat resultando num efeito contrário ao desejado, nomeadamente poderá aumentar a mortalidade da população existente e até mesmo de outras espécies devido a novas enfermidades, o que conseqüentemente diminui a taxa de crescimento populacional (Carranza e Martinez 2002). A exemplo do que ocorreu numa translocação de veados da cidade de Alberta para uma área cercada no Ontário, onde é provável ter ocorrido a introdução do parasita *Fascioloides magna* que veio contaminar o gado doméstico (Jost 1997). Os animais repovoados foram eliminados pelo Departamento de Florestas para controlar a disseminação do parasita (Jost 1997). Portanto, deve prevenir-se a introdução de parasitas não nativos e o histórico de distribuição dos parasitas deve ser considerado dentro de uma perspectiva veterinária (Mathews et al. 2006). Corn e Netles (2001), baseado nas translocações de *C. elaphus* da região norte da América do Norte para a região sudeste, classificaram os agentes infecciosos e ectoparasitas que poderiam ser transmitidos a outros cervídeos, fauna silvestre, animais domésticos e seres humanos como: de baixo risco, risco desconhecido e alto risco, desenvolvendo posteriormente um protocolo para reduzir o risco de introdução de patógenos de alto risco que inclui a restrição de translocação quando houver possibilidade de contaminação. Neste presente estudo, a translocação de mais indivíduos no segundo ano foi vetada devido à possibilidade de contaminação pelo *Mycobacterium bovis* (alto risco).

A translocação com finalidade cinegética e sem um plano de gestão adequado pode também elevar a densidade populacional a um nível que pode alterar a relação entre dominância maternal e *sexratio* dos neonatos, onde as fêmeas dominantes geram mais machos (Clutton Block et al. 1984, Clutton Block et al. 1986). Na ilha de Rum, o

aumento na população do *C. elaphus* resultou num declínio significativo da proporção de machos nascidos a cada ano, o que veio a afetar as quotas de caça nos anos posteriores (Kruuk et al. 1999). Não menos importante é o impacto causado no ecossistema, o aumento da densidade populacional de veados é uma grande questão a ser resolvida no manejo das florestas devido ao impacto negativo causado na vegetação de pequeno porte (Suzuki et al. 2008). Alguns dos efeitos indiretos do declínio da vegetação vão afetar toda a estrutura alimentar da comunidade local, habitat de outras espécies e ciclo de nutrientes (Rooney e Waller 2003). A severidade destes efeitos estará dependente da densidade dos veados (Welch et al.1991, Bellingham e Allan 2003, Akashi eTerazawa 2005). Outro aspecto importante são os danos causados as áreas reflorestadas e a agricultura, o que afeta o relacionamento com a população da região (Rosa 2006).

1.2 Objetivo

O objetivo geral do trabalho foi descrever o uso do espaço de uma população fundadora de veados numa área mediterrânica, analisando nomeadamente as variações temporais no uso do espaço e seleção do habitat, bem como o efeito desta na dispersão e expansão geográfica. Além disso, pretendeu-se descrever a variação dos parâmetros demográficos da população fundadora nos primeiros anos após a repovoamento, nomeadamente ao nível da sua dimensão, estrutura etária, sucesso reprodutor e sobrevivência.

1.2.1 Objetivos Específicos

Em função do objetivo geral definido, o trabalho visou a prossecução dos seguintes objetivos específicos:

- Avaliar os padrões de movimentos dos animais após a libertação, incluindo a estimativa das distâncias de dispersão e o desenvolvimento do processo de expansão geográfica;
- Calcular as áreas vitais dos indivíduos repovoados e do conjunto da população, analisando a forma como essas áreas vitais variam ao longo do tempo, a nível individual e de todas as fêmeas em conjunto;
- Avaliar as preferências de habitat dos animais libertados, e como estas mudam ao longo do tempo;
- Estimar as variações temporais da dimensão da população, estrutura etária e proporção entre os sexos;
- Estimar os parâmetros vitais (reprodução e sobrevivência) da população e os fatores que os influenciam.

1.3 Organização da tese

Esta dissertação encontra-se organizada em oito capítulos. O primeiro Capítulo apresenta um enquadramento geral sobre do tema da tese e sua fundamentação teórica, a justificação para sua execução e os seus objetivos. O Capítulo 2 inclui uma abordagem da espécie em estudo, enfocando a sua origem evolutiva, distribuição e ecologia. No Capítulo 3 faz-se uma caracterização geral da área de estudo. O Capítulo 4 contém uma descrição da metodologia geral utilizada nos capítulos 5, 6 e 7. Abrange os métodos empregados em campo para captura, libertação e monitorização da população em estudo, assim como das análises para determinação das áreas utilizadas pelos animais e justificativa da escolha da telemetria como método de monitorização, efetuando uma descrição detalhada da técnica. A metodologia específica dos capítulos 5, 6 e 7 será abordada em cada capítulo. O Capítulo 5 aborda a dispersão e o padrão de movimentos observados, analisando a dispersão pós-libertação e os movimentos subsequentes. É também examinado o uso do espaço individual e da população, assim como foram efetuadas comparações interanuais e analisado o padrão de sobreposição das áreas vitais. No Capítulo 6 é efetuada a análise de seleção de habitat dos indivíduos e da população através do método de Neu e análise composicional. Procurou-se estabelecer relação entre as características do habitat e a preferência observada, assim como das variações interanuais e entre os períodos previamente estabelecidos (inverno – reprodutivo – acasalamento). O Capítulo 7 aborda o padrão reprodutivo da população, enfocando o sucesso reprodutivo e sobrevivência dos neonatos. Analisaram-se também os fatores que podem ter influenciado o padrão observado. Para finalizar, no Capítulo 8 realiza-se uma discussão geral e integrada sobre os resultados obtidos, comparando o presente estudo com outros do mesmo género; sumarizam-se as principais conclusões e tecem-se algumas considerações finais acerca dos fatores que influenciaram o sucesso deste repovoamento e quais as falhas detectadas no protocolo de translocação.

Capítulo II

A espécie em estudo: o veado
Cervus elaphus Linnaeus 1758

CAPÍTULO 2. A ESPÉCIE EM ESTUDO: O VEADO, *Cervus elaphus* 1758

2.1 Enquadramento Taxonômico, Origem e Distribuição

Nos últimos anos a classificação dos cervídeos tem sofrido algumas alterações. Estudos recentes estabelecem um parentesco entre as ordens Artiodactyla e Cetacea, contrariando a posição dos Artiodactyla como grupo monofilético e colocando-os juntamente com a ordem Cetacea numa nova ordem designada de Cetartiodactyla (Thewissen e Hussain 1993, Thewissen et al 2001, Hassanin et al 2012) ou superordem de acordo com Agnarson e May-Collado (2008). Entretanto, as interrelações entre muitas espécies dos grupos que compõem os Cetartiodactyla (Bovinos, Caprinos, Cetáceos, Cervídeos, etc) ainda permanecem ambíguas, sendo necessários mais estudos para entender a sua filogenia (Ursing et al. 2000, Gatesy et al. 2002, Wang e Yang 2013). Devido a esta ambiguidade e a ausência de unanimidade quanto à posição dos Cetartiodactyla como ordem ou superordem, a classificação taxonômica adotada neste trabalho é a tradicional e está de acordo com Wilson e Mittermeier (2011):

CLASSE: Mammalia

INFRACLASSE: Eutheria

SUPERORDEM: Ungulata

ORDEM: Artiodactyla

SUBORDEM: Ruminantia

FAMÍLIA: Cervidae

SUBFAMÍLIA: Cervinae

GÉNERO: *Cervus*

ESPÉCIE: *Cervus elaphus* Linnaeus 1758

Os antepassados dos atuais cervídeos eram ungulados de pequeno porte semelhantes às espécies atuais do género *Tragulus*, que há cerca de 30 milhões de anos, no Oligocénico Médio, deram origem ao mais longínquo ancestral dos cervídeos – o *Dicrocerus*. Estes se caracterizavam por ser de pequeno tamanho, sem hastes e com longos caninos parecidos aos veados almiscarados atuais (Género *Moschus*) e existiram apenas na Europa, até ao Miocénico, altura em que se extinguíram (Soares 2003).

Dados moleculares sugerem que a família Cervidae se originou na Ásia Central no final do Mioceno, irradiando a partir daí para todo o Paleártico (Lovari et al. 2008, Gallina e Mandujano 2009). Durante o último período glacial, as populações fragmentaram-se formando vários isolados populacionais que ocuparam refúgios na Ibéria, sul de França, Itália, Balcãs, Grécia e leste dos Cárpatos na Moldávia (Sommer et. 2008, Zachos e Hartl 2011). Análises de ADN mitocondrial do *C. elaphus* de toda a Europa revelaram um padrão filogeográfico que o separa em 3 linhagens divergentes: o grupo da Europa ocidental, o da Europa Oriental e o do Mediterrâneo (Sardenha, Espanha e África) (Skog et al. 2009). O isolamento geográfico destas populações durante a última glaciação pode ter conduzido às diferenças genéticas observadas e ao aparecimento de subespécies do *C. elaphus*.

A acentuada variação fenotípica encontrada em populações de *C. elaphus* de áreas distintas, incluindo: diferenças no peso corporal, forma das hastes e coloração do pêlo; foram as principais características que justificaram a designação de algumas subespécies (Fonseca 1998). Contudo, convém ressaltar que variações no tamanho podem estar mais relacionadas com a disponibilidade alimentar do que propriamente com diferenças genéticas (Lowe 1961, Clutton-Brock et al. 1982, Suttie et al. 1983, Sainz 1986). De acordo com Putmann (1988) e Carranza (2007), o veado encontrado na Península Ibérica seria uma subespécie, o *C. elaphus hispanicus*. Esta diferenciação seria decorrente do longo período de isolamento ocorrido na última glaciação, onde a Península Ibérica constituiu um refúgio isolado de outras regiões da Europa (Carranza 2004, Sommer e Zachos 2009).

Wemmer (1998), reconhece a existência de vinte e cinco subespécies do veado, Rue (2003 citado por Salazar, 2009) de 12 subespécies e Wilson e Mittermeier referem apenas 6 subespécies (2011). De acordo com diversos autores (Lovari et al. 2008, Carranza 2011), as seguintes subespécies são encontradas na Europa:

C. e. elaphus (Linnaeus 1758) – ilhas britânicas e Europa continental;

C. e. corsicanus (Erxleben 1777) – Sardenha e Córsega (reintroduzido em 1985);

C. e. hispanicus (Hilzheimer 1909) – Península Ibérica

O veado *C. elaphus* é uma espécie com ampla distribuição global. Como espécie nativa é encontrado na América do Norte (Canadá e Estados Unidos) e estende-se da Europa ao Norte de África (Marrocos, Tunísia e Argélia) através da Ásia Central (Borkowski e Ukalska 2008, Lovari et al. 2008). Na Europa tem uma larga mas irregular distribuição, encontrando-se ausente apenas na Albânia, Finlândia, Islândia (Blanco 1998) e na Rússia Europeia (Lovari et al. 2008). Em Portugal ocorre sobretudo em várias áreas ao longo da fronteira com Espanha, estando as maiores populações localizadas nas zonas centro e sul do país (Salazar 2009). Foi introduzido com sucesso na América do Sul (Argentina e Chile), Austrália e Nova Zelândia ao longo das últimas décadas (Wilson e Mittermeier 2011).

2.2 Características morfológicas

O veado é o segundo maior cervídeo europeu e o maior herbívoro da fauna portuguesa. Possui um corpo alongado apresentando uma cabeça larga e robusta e uma cauda curta. O focinho é alongado, apresenta olhos laterais e orelhas largas posicionadas no topo da cabeça (Baskin e Danell 2003).

A pelagem é normalmente espessa e apresenta uma variação sazonal, sendo a substituição do pêlo acompanhada por uma variação de tonalidade e brilho. Assim, o veado apresenta pêlo castanho avermelhado durante o Verão e castanho escuro no Inverno (Oliver 1999). As crias até aos 2 meses de idade apresentam manchas brancas dorsais, que favorecem a camuflagem na vegetação, e apresentam ainda uma risca escura ao longo da linha média dorsal, característica que só perdem por volta dos seis meses de idade. A cauda é acastanhada e o escudo anal bastante claro com uma tonalidade amarelada (Baskin e Danell 2003, Wilson e Mittermeier 2011).

Os machos apresentam na cabeça formações de natureza óssea de elevado interesse cinegético, as hastes, que todos os anos caem após a época da reprodução e tornam a se desenvolver no mesmo ano. O crescimento destas estruturas é determinado por processos de natureza hormonal e têm a sua origem a partir do osso frontal. As hastes, enquanto crescem, encontram-se cobertas por uma epiderme denominada por veludo

extremamente rica em vasos sanguíneos que protege e irriga a haste em desenvolvimento e promove a deposição de sais de cálcio na sua matriz óssea durante o período de crescimento: quando a rede de vasos sanguíneos seca, o veludo cai e a parte óssea fica exposta. (Duarte e Merino 1997, Bugalho e Merrino 2002). Pode existir uma relação entre a idade do macho e o número de pontas, mas a estimativa da idade por este método não é segura (MacDonald e Barret 1999), uma vez que o crescimento das hastes também sofre influência do estado fisiológico do animal, qualidade do alimento e de fatores genéticos (Bugalho 2000). A formação das hastes é um processo energeticamente exigente e que gera uma grande necessidade de nutrientes (Geist 1991). Por este motivo, a qualidade da alimentação, mais do que a idade do indivíduo, é um dos mais fortes condicionantes do tamanho das hastes.

As hastes são a diferença mais notória entre macho e fêmea adultos. Mas, além disso, o macho apresenta-se sempre com maior corpulência. O peso dos machos varia conforme as regiões, podendo atingir os 350 kg na Europa Central, mas na Península Ibérica, em condições naturais, raramente excede os 250 kg, enquanto as fêmeas podem atingir os 150 Kg (Wilson e Mitermeier 2011). No Nordeste de Portugal, os machos pesam em média cerca de 180 Kg, podendo atingir os 250 Kg, enquanto as fêmeas apresentam valores médios de aproximadamente 100 Kg (Barroso e Rosa 1999 citado por Santos 2009).

O sexo dos jovens é difícil de distinguir por simples observação, sobretudo antes dos seis meses (Mattioli et al. 2003). Entre os seis meses e um ano aparecem as primeiras hastes nos machos, o corpo torna-se mais robusto, a pelagem mais hirsuta, o pescoço mais grosso e as orelhas mais desunidas que nas fêmeas da mesma idade.

No que diz respeito à dentição, os cervídeos caracterizam-se por não possuírem dentes incisivos superiores. No seu lugar encontra-se uma estrutura calosa contra a qual os incisivos inferiores exercem pressão e ruminam os alimentos. O aparelho digestivo é especializado para facilitar a digestão da celulose e extração de proteínas e hidratos de carbono (Harvey e Pough 2004), neste sentido, a função ruminal é muito importante pois ajuda a reduzir o impacto causado pela variação na qualidade do alimento ingerido sobre a eficiência da digestão (Garin et al. 2001).

2.3 Ecologia

2.3.1 Habitat

Vários estudos sugerem que este cervídeo está bem adaptado a uma grande diversidade de habitats (Cluton-Brock, Guinness e Albon 1982, Garin et al. 2001), estando a qualidade destes habitats diretamente relacionados com o tipo e a disponibilidade dos recursos vegetais.

Apesar da sua plasticidade ecológica, esta espécie utiliza preferencialmente ecótonos entre áreas florestais ou com vegetação arbustiva, e zonas abertas com vegetação herbácea (Blanco 1998, Carranza 2007). As áreas abertas com pastagens e os matos são usados frequentemente para alimentação, enquanto as zonas florestais e os matos com densa cobertura funcionam como locais de descanso e de refúgio. Esta plasticidade permite ao animal manter-se em um mesmo lugar apesar da variação na disponibilidade do alimento ao longo do ano, e habitar ambientes bastante distintos (Garin et al. 2001). A heterogeneidade de habitats encontrada no Mediterrâneo (Hobbs et al.1995, Dufour-Dror 2002) por exemplo, favorece a diversidade comportamental e pode ser um dos principais fatores evolutivos para a espécie (Di Castri 1981, Tews et al. 2004) desta região.

2.3.2 Alimentação

O veado é bastante flexível em sua dieta, o que terá contribuído para a sua ampla distribuição mundial (Wilson e Mittermeier 2011). Com efeito, esta plasticidade no comportamento alimentar lhe permite adequar facilmente o consumo de diferentes categorias vegetais às mudanças tanto climáticas, como espaciais ou geográficas da disponibilidade dos recursos alimentares (Garin et al. 2001), tendo-lhe facilitado à colonização de muitos habitats e o uso eficiente dos recursos alimentares disponíveis.

O seu comportamento alimentar alterna-se de pastador para ramoneador consoante o alimento seja principalmente do tipo herbáceo, arbustivo ou arbóreo. Desta forma, o veado possui um comportamento intermédio definido como pastador – ramoneador (Hofmann 1989, Garin et al. 2001, Bugalho 2000b), caracterizado por possuir uma dieta predominantemente de erva durante parte do ano e de tipo arbustivo ou arbóreo durante o resto do ano de acordo com a quantidade e qualidade do alimento vegetal disponível

(Rodríguez-Berrocal 1978, Garin et al. 2001, Bugalho 2002). Esta espécie pode alterar o tipo de dieta ao longo do ano, quando as plantas forrageiras lignificam, para se alimentar de frutas e sementes quando estas estão disponíveis (Hofmann 1989, Gebert e Verheyden-Tixier 2001).

O consumo de plantas lenhosas durante o verão é uma alternativa mitigatória às condições de seca que ocorrem nas regiões mediterrânicas nesta época (Bugalho e Milne 2003). Em anos secos rigorosos, no sul de Portugal, as plantas lenhosas chegam a compreender 89% da dieta dos veados comparando com 47% nos anos mais chuvosos (Bugalho et al. 2001).

2.3.3 Organização Social

Os veados são animais naturalmente sociais. Possuem uma unidade social básica constituída por um grupo familiar matriarcal composto pela fêmea adulta, cria do ano, cria do ano anterior (macho ou fêmea) e pode ainda estar presente uma cria fêmea de dois anos (Ferreira 1998, Wilson e Mitermeier 2011). Os machos jovens abandonam o grupo da progenitora e entram em dispersão a partir dos dois anos, formando grupos com outros machos de idade semelhante (Carranza 2007).

As crias fêmeas mais velhas deixam o grupo para formar a sua própria unidade familiar, mas frequentemente continuam a compartilhar a mesma área do grupo da progenitora, podendo haver união dos grupos de fêmeas principalmente ao amanhecer e entardecer, hora de maior atividade da espécie. Em zonas florestais mais densas, estas unidades familiares são em geral menores que em áreas abertas (Clutton-Brock et al. 1982). Quando em grupos, as fêmeas apresentam uma hierarquia baseada na idade dos indivíduos que os constituem (Blanco 1998) e são conduzidos, geralmente, por uma fêmea mais velha e experiente, a qual serve de guia para os restantes elementos (Ferreira 1998).

Devido à segregação sexual existente na espécie, os machos permanecem afastados das fêmeas a maior parte do ano, unindo-se apenas durante a época do acasalamento. Foi observado que um macho pode acompanhar um grupo de fêmeas e exercer dominância sobre outros machos, ou pode defender um território onde mantém um grupo de fêmeas durante o acasalamento, como observado na Tapada de Vila Viçosa em Portugal, (Fonseca 1998).

2.3.4 Uso do espaço

Ao longo do ano, a utilização do espaço pelo veado é variável e pode ser determinada por diversos fatores, incluindo a disponibilidade de recursos alimentares e do habitat que fornece o recurso (Marco-Martínez 1989, Said e Servanty 2005), a densidade populacional (Kjellander et al. 2004), a estação do ano, o sexo e a massa corporal (Mysterud et al. 2001), presença de predadores (Kamler et al. 2008) e interferência humana (Marco-Martínez 1989).

De um modo geral, os grupos de fêmeas com as suas crias possuem áreas vitais relativamente estáveis (Santos 2009). Já os machos costumam realizar movimentos sazonais que podem chegar a várias dezenas de quilômetros (Blanco 1998, Jarnemo 2008) e o tamanho da sua área vital é maior que o da fêmea (Carranza et al. 1991). Este comportamento está relacionado a um maior requerimento energético e a evitação de competição com as fêmeas (Clutton-Brock e Albon 1989). Contudo, o uso do espaço pelo veado pode variar de região para região. Nas zonas mediterrânicas, como em Monfragüe - Espanha (Carranza et al. 1991) e Capoterra, Sardenha – Itália (Lovari et al. 2007), têm sido reportadas áreas vitais em geral menores que no norte da Europa, o que pode ser um reflexo da importância da qualidade do habitat no estabelecimento da área, a qual também suporta elevada densidade populacional (Carranza et al. 1991). Já em zonas mediterrânicas com baixo coberto florestal, como em Las Navas (Sudeste da Espanha), a área vital estimada foi maior do que as duas anteriormente referidas (Lazo et al. 1994).

Foi também observado que o fornecimento de alimentação suplementar de forma intensiva pode influenciar no uso do espaço e na dimensão da área vital, chegando os machos a alterar a dimensão da sua área em função da suplementação contínua (Schmidt 1993). Esta mudança foi observada em indivíduos que habitam regiões com relevo montanhoso e florestas com cobertura vegetal mais densa (Szemethy et al. 2003) e em regiões com relevo menos acentuado com áreas reflorestadas, embora nesta última em menor escala (Náhlik et al. 2009).

Capítulo III

Área de Estudo

Espécie em estudo

CAPÍTULO 3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Enquadramentos geográfico e climático

O presente trabalho foi desenvolvido na região do Alentejo e subregião do Baixo Alentejo, na freguesia de Barrancos - Sudeste de Portugal (38°N'08 6'W'59) (Figura 3.1). O concelho de Barrancos tem as suas fronteiras mais próximas a norte e leste com Espanha e limita-se a sul e a oeste pelo concelho de Moura e a noroeste pelo de Mourão.



Figura 3. 1 Localização da área de estudo. Imagem de satélite da área de estudo evidenciando os cursos d'água. Em destaque na elipse o cercado de aclimação onde foram colocados os veados translocados (Fonte: Google Earth, 25/06/13).

O clima da região é tipicamente mediterrânico, com uma estação quente e seca e uma estação fria e húmida, sendo que na maior parte do ano apresenta um clima seco com temperaturas mais elevadas e valores mais reduzidos de precipitação, sensivelmente entre Maio e Setembro. No que diz respeito às temperaturas médias, os meses mais quentes são Julho e Agosto, com uma média anual entre 29 a 31°C, e um valor máximo de ~ 45°C, perfazendo uma taxa de 3100 hs sol/ano (Pereira et al. 2000). A maior pluviosidade ocorre no outono e inverno, apresentando uma média de 100 dias anuais de chuva, com precipitação média anual variando entre 500 e 600 mm (PMDF 2010)

com um mínimo de 300 mm (Pereira et al. 2000). No inverno a temperatura cai consideravelmente atingindo uma média de 4°C (Pereira et al. 2000). A humidade relativa do ar varia entre 80% e 90% no inverno descendo acentuadamente durante a época do verão (PMDF 2010).

3.2 Geologia

A região de Barrancos situa-se no contato entre um extremo da Serra Morena e a Peneplanície do Baixo Alentejo e enquadra-se na parte mais sudeste do Setor de Estremoz - Barrancos, que está incluída na Zona da Ossa Morena (Oliveira et al. 1991). Em termos de principais unidades geológicas, a zona inclui a Formação de Terena, constituída por turbiditos e grauvaques, a Formação de Barrancos e a Formação de xistos raiados (Piçarra, 2000).

Os solos dominantes na região são solos esqueléticos de xistos de fase delgada embora também ocorram pequenas manchas de Aluissolos (Piçarra 2000). As rochas predominantes são os xistos e granitos, mas em alguns locais podem ser encontrados calcários metamórficos (Costa et al. 1998).

3.3 Topografia

A área de estudo situa-se entre os 150 e 270 metros de altitude em uma região de relevo suave onde predominam os montes ondulados com poucas áreas planas. Contudo, em algumas áreas ocorrem vales ladeados com encostas íngremes e rochosas (Figura 3.2).

3.4 Hidrografia

A região está inserida na Bacia Hidrográfica do Guadiana e apresenta dois cursos d'água de caráter permanente que nascem em Espanha, o Rio Ardila que desagua no Rio Guadiana a oeste e um seu afluente, a Ribeira de Múrtega. Dentro da área de estudo, estas linhas d'água possuem pouca profundidade e largura variável (não excedendo os 12 m) ao longo do ano. Apesar de permanentes, os caudais apresentam fortes oscilações interanuais, com mínimos estivais e máximos inverniais.



Figura 3. 2 Paisagem da área de estudo ilustrando o relevo da região.

3.5 Vegetação e Usos do Solo

Segundo o estudo fitogeográfico realizado por Costa et al. (1998), a área de estudo localizada em território português está incluída na Província Luso-Extremadurense, subsetor Araceno-Pacense - Superdistrito Aracenense, que se caracteriza por ser termomediterrânico seco, predominando nesta região os azinhais e estevais nas áreas mais áridas.

Segue-se uma descrição das classes de habitat (Figura 3.3) consideradas nas análises de uso do espaço e seleção do habitat.

- Grande parte do território da área em estudo (37%) é ocupada por montado de azinho (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) (Figura 3.4) que se estende pelas zonas planas ou de menor relevo, encontrando-se em algumas áreas associado à criação de gado. Estruturalmente apresentam um coberto arbóreo de azinheira pouco denso sem qualquer outra espécie arbórea consociada. Associado a este habitat ocorrem mais de 90 espécies de herbáceas, sendo a maioria de ocorrência anual. Dentre elas salientam-se várias gramíneas como a chocalheira-maior (*Briza maxima*), o braquipódio (*Brachypodium distachyon*), *Vulpia muralis*, a erva-canarinha (*Gaudinia fragilis*), cevada das lebres (*Hordeum murinum*) e os

balancos (*Avena barbata*), sendo o restante da vegetação composta por matos de esteva (Porto 2007). O estevão (*Cistus populifolius*), o medronheiro (*Arbutus unedo*), o lentisco-bastardo (*Phillyrea angustifolia*) e a giesta (*Cytisus scoparius*) ocorrem em algumas zonas (Porto 2007).

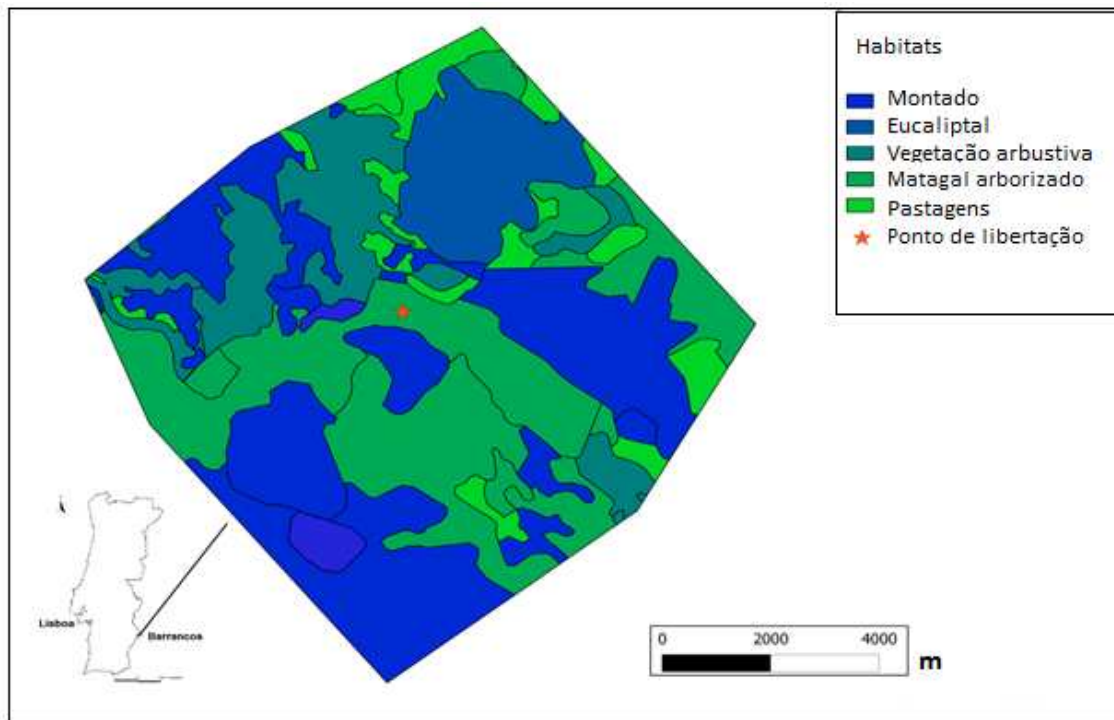


Figura 3. 3 Área de estudo definida com base nas localizações de todos os veados portadores de rádio colares durante os três anos de estudo, e delimitada pelo Método do Mínimo Polígono Convexo 100%.

- O matagal arborizado (Figura 3.4) é um habitat que, pela sua estrutura deriva do abandono do montado, constituindo uma cobertura vegetal que ocupa 32% da área. Possui estrato arbóreo dominado por azinheiras e é bastante mais fechado do que o montado. O estrato arbustivo é diverso, por vezes denso, mas geralmente baixo; dele fazem parte espécies típicas da região, como tojo (*Ulex eriocladus*), esteva (*Cistus ladanifer*), sargação, sargaço escuro (*C. monspeliensis*), rosêlha (*C. albidus*), estevinha (*C. salvifolius*), rozeira (*Lavandula luisieri*) e perpétuas (*Helichrysum stoechas*), entre outras menos abundantes. As espécies herbáceas aqui encontradas apresentam uma cobertura

baixa devido ao espaço ocupado pelas arbustivas, e a qualidade das espécies difere das encontradas no montado. As espécies mais abundantes são o braquipódio-de-duas-espigas (*Brachypodium distachyon*), a granza (*Sherardia arvensis*) e a alface-do-monte (*Andryala integrifolia*) (Beja et al. 2006).

- Ocorrem também algumas zonas (14% da área de estudo) dominadas por herbáceas com plantas arbustivas e sem qualquer extrato arbóreo, mas que apresentam diferenças de composição relativamente aos habitats anteriormente descritos. As espécies que atingem maiores coberturas são leituga (*Tolpis barbata*), argençana-dos-pastores (*Gaudinia fragilis*), erva-fina, capim-panasco (*Agrostis pourretii*) e baracejo (*Stipa capensis*), entre outras. Língua-de-vaca (*Echium plantagineum*), embora pouco abundante, é a única espécie que ocorre em todos os locais (Beja et al. 2006).
- Localizada a Nordeste e concentrada em um único local encontra-se uma densa plantação de eucaliptos (*Eucalyptus spp.*) que abrange cerca de 9% da área de estudo, no estrato inferior deste habitat ocorre vegetação arbustiva de pequeno porte.
- A norte do eucaliptal e em pequenos redutos circundantes ocorre uma área de pastagem que abrange 8% da área de estudo. De acordo com análise espacial do EIONET (*European Topic Centre on Spatial Information and Analysis*) esta região é maioritariamente dominada por Graminaceae que não inclui coberto de herbáceas com géneros indesejáveis para o gado como *Molinia* e *Brachypodium*, podendo incluir área para pecuária. Através de fotos de satélite e a visita ao local, foi possível comprovar a existência de práticas agrícolas (terra arada) em grande extensão da área. Portanto, apesar de áreas designadas como pastagem incluírem vegetação herbácea, esta área diferencia-se claramente da classe de habitat designado por vegetação arbustiva.



Figura 3. 4 Exemplos de habitats da área de estudo: montado ao fundo (A) e mata arborizada. (Fonte: Rosana Peixoto, 2007)

Neste agrupamento estão incluídos habitats com fraca representatividade na região e não justificaria colocá-las como classes diferenciadas de habitat, encontrando-se incluídas no habitat adjacente estruturalmente mais semelhante, matagal arborizado no presente caso. Nesta situação incluem-se um pequeno sobreiral (*Q. suber*) e algumas áreas de matos de carrasqueiro (*Q. coccifera*); pequenas manchas dispersas de matos dominados por esteva e por pinhal manso (*Pinus pinea*) e galeria ripícola em geral bem conservada que margeia os cursos de água (Figura 3.5).



Figura 3. 5 Paisagem da área de estudo mostrando zona ripícola do Rio Ardila (Fonte: Rosana Peixoto, 13/11/2008).

3.5.1 Cercado de Aclimação

O cercado onde os animais permaneceram em aclimação possui uma área de 4 ha e cercas de 2m de altura. Foi delimitado numa zona do monte composta principalmente de matagal arborizado nas zonas de maior declive, apresentando uma pequena área mais plana com azinheiras e sem vegetação arbustiva (Figura 3.6) onde foi colocado um bebedouro para os animais.

3.5.2 Variação sazonal na disponibilidade de alimentos

A variação na disponibilidade de alimentos na região está principalmente relacionada com os níveis de precipitação. Consequentemente, a produção primária, biomassa e senescência podem sofrer grandes variações interanuais (Fonseca, 1998). Espécies como a azinheira e esteva estão disponíveis durante todo o ano e as suas folhas representam uma importante fonte de alimentos, sendo que nos meses de Setembro a Dezembro a azinheira produz a bolota, um fruto muito apreciado pelo veado e que possui um alto valor energético.



Figura 3.6 Vista aérea de parte da área de estudo evidenciando o cercado de aclimação (A) e detalhe da entrada do cercado próximo ao caminho de terra (B).

Gramíneas e herbáceas apresentam crescimento mais acentuado na primavera (Maisels 1988), coincidindo com o período de maior requerimento de nutrientes pelas fêmeas parturientes devido ao gasto energético com o nascimento e lactação.

3.6 Fauna

Da fauna silvestre de grande e médio porte encontrada na região, salientam-se pela sua abundância, o javali (*Sus scrofa*), a raposa (*Vulpes vulpes*), a lebre (*Lepus granatensis*), o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), o texugo (*Meles meles*), o sacarrabos (*Herpestes ichneumon*), a doninha (*Mustela nivalis*), o gineto (*Genetta* sp.) e a perdiz (*Alectoris rufa*). Além destas, ocorrem algumas espécies de aves de rapina incluindo o grifo (*Gyps fulvus*), o abutre preto (*Aegypius monachus*) e a águia real (*Aquila chrysaetos*). Estão ausentes outros ungulados silvestres além do javali, grandes carnívoros e predadores naturais do veado.

Como fauna doméstica na área, existem cerca de cem cabeças de gado bovino criado de forma extensiva. Este permanece confinado nos cercados a maior parte do ano e é libertado durante os meses de verão para forrageamento numa área mais extensa.

Área em estudo

Capítulo IV

Metodologia Geral

Área em estudo

CAPÍTULO 4. METODOLOGIA GERAL

O presente capítulo descreve os procedimentos metodológicos gerais utilizados no contexto desta dissertação. Assim, descrevem-se os procedimentos de captura e subsequente libertação dos animais que foram estudados, as técnicas de seguimento por telemetria e observação direta, e as análises de dados gerais. As metodologias mais específicas são descritas nos capítulos 5, 6 e 7, incluindo as técnicas de análise estatística aplicadas para abordar questões específicas.

4.1 Captura e libertação

Os veados para repovoamento foram obtidos no Perímetro Florestal da Salvada e Cabeça Gorda (Concelho de Beja) - uma área de 320 ha sob gestão das Juntas de Freguesias da Salvada e Cabeça Gorda e do Município de Beja. Esta área localiza-se a cerca de 70 km do local de repovoamento na região de Barrancos. O local de colheita foi escolhido devido à disponibilidade de animais e à ausência de problemas sanitários, nomeadamente a inexistência de casos documentados de tuberculose bovina ou de outras doenças infecciosas. Inicialmente estava prevista a realização de capturas em 2006 e 2007 e a marcação de 20 fêmeas com rádiocolares. Devido a uma alteração na situação sanitária da região, e em função da possibilidade de contaminação por doença infecciosa, nomeadamente a tuberculose bovina, não foi possível efetuar a translocação dos animais da Cabeça Gorda para Barrancos no ano de 2007. Todas as capturas e repovoamentos foram feitos sob autorização dos organismos oficiais competentes, designadamente da ex - Autoridade Florestal Nacional.

As capturas realizaram-se em duas ocasiões, no verão de 2006: no dia 27 de Julho foram capturados 9 machos, 9 fêmeas e 1 cria; e no dia 21 de Setembro foram capturados 8 fêmeas e 1 cria. A captura efetuou-se através de redes colocadas estrategicamente dentro de um cercado, para as quais os animais eram direcionados pela presença de pessoas do lado oposto. Dos animais capturados foram selecionadas 11 fêmeas (três da primeira captura e oito da segunda) para posterior seguimento na área de repovoamento.

Os animais foram escolhidos por um veterinário, em função da sua aparente condição física.

As fêmeas selecionadas foram dirigidas para uma manga de contenção e sedadas com uma solução de xilazina (100mg/ml), de forma a ser mais fácil a sua manipulação e a reduzir o *stress*. Os animais não foram pesados por dificuldades logísticas, sendo realizada uma estimativa visual do peso de cerca de 70 a 90 kg. A cada animal foi administrado por via intra-nasal 1 a 1.4 ml da solução do sedativo, de acordo com uma metodologia adaptada de Cattet, Caulkett e Wilson (2004). Após a indução da sedação (que levou entre 8 a 15 minutos), os animais foram submetidos a um exame clínico por um médico veterinário, e foram efetuadas as colheitas de sangue e de ectoparasitas para pesquisa de doenças importantes para a espécie e com carácter zoonótico. Depois das colheitas foi colocado em cada fêmea um rádio-colar (TW-3 - Biotrack), cada qual contendo um emissor com uma frequência específica entre 150.000 e 151.000 MHz, e brincos cor de laranja nas orelhas com um número individual de identificação. Depois deste processo (20 a 35 minutos), o efeito da xilazina foi revertido com uma solução de cloridrato de atipamezol (5mg/ml). Foi administrado um volume entre 2 a 2,8 ml por animal, 50% por via intramuscular e 50% por via subcutânea. A recuperação dos animais variou entre 10 a 15 minutos (P. Melo, comunicação pessoal, Março 5, 2007).

Os animais foram colocados num camião e transportados no mesmo dia da captura para o local de repovoamento, sendo libertados num cercado para aclimação para recuperação do *stress* provocado pela captura, manipulação e transporte. O cercado possuía uma área de 4 ha e estava delimitado por uma cerca de 2 m de altura. Dentro do cercado havia uma fonte de água limpa e dois comedouros que eram frequentemente abastecidos com trigo e aveia para complementar a alimentação durante o período em que durou a aclimação.

Os animais foram mantidos no cercado de aclimação até 26 de Novembro de 2006, dia em que foram abertos os portões, permitindo a todos os animais o livre acesso ao exterior. Optou-se neste trabalho por um período de aclimação mais longo para aumentar a possibilidade de adaptação dos animais. De fato, considera-se que o período em que se deve manter o animal no cativeiro é o necessário para eliminar o *stress* e começar a adaptação ao ambiente, pois de acordo com Calenge (2005) e Teixeira et al. (2007), o *stress* é um fator que pode conduzir a elevadas taxas de mortalidade nos cervídeos. Atualmente ainda não existe consenso sobre o período considerado ótimo

para aclimação e este deve ser variável de acordo com a espécie (Teixeira et al. 2007), o que resulta na adoção de variados procedimentos de libertação após a captura (Rosell et al. 1996, Hu e Jiang 2002, Bar-David 2005, Calenge 2005). Entretanto, existem evidências que a taxa de corticosteróides que aumentam no início do confinamento, vão reduzindo gradualmente com o tempo e, conseqüentemente, os animais ficam mais próximos do seu estado fisiológico natural no momento da libertação (Carmichael et al. 1984, Davis e Parker 1986, Tyrrell e Cree 1998, Young et al. 2002).

Não foi utilizado nenhum recurso para forçar os animais a saírem do cercado, tendo os portões sido deixados abertos e a saída dos animais procedeu-se de forma espontânea e gradual. No período inicial alguns animais permaneceram no cercado, enquanto outros entraram e saíram espontaneamente. Assim, o fecho dos portões apenas ocorreu 14 dias depois, quando todos os animais se encontravam fora do cercado.

Fora do cercado não foi fornecida nenhuma suplementação alimentar especificamente destinada aos veados libertados. No entanto, na área próxima havia quatro postos onde esporadicamente era realizada caça ao javali, onde foram construídos em 2007 abrigos apropriados para a permanência de um ou dois caçadores. Com a finalidade de atrair os javalis foram colocados quatro comedouros (Figura 4.1) que foram semanalmente abastecidos com uma mistura de aveia e trigo durante o ano de 2007. Esta prática não fez parte do programa de repovoamento mas acabou por servir como alimentação suplementar para os veados. Em 2008 e 2009 o abastecimento destes postos deixou de ser semanal e passou a estar condicionado apenas aos dias que antecediam a caça. Como não havia um cronograma anual de caça e as caçadas aconteciam conforme a procura dos caçadores, o abastecimento dos comedouros tornou-se bastante esporádico.

Além das 11 fêmeas marcadas, foi possível fazer a identificação do desenho de manchas no pavilhão auditivo e de marcas particulares ao longo do corpo em quatro fêmeas não marcadas com rádio emissores, totalizando 15 fêmeas observadas.

4.2 Monitorização

4.2.1 Telemetria

Após a libertação, os animais foram monitorizados com recurso principal ao seguimento por telemetria VHF, conforme foi já utilizado em estudos análogos (Storlie 2006). Este

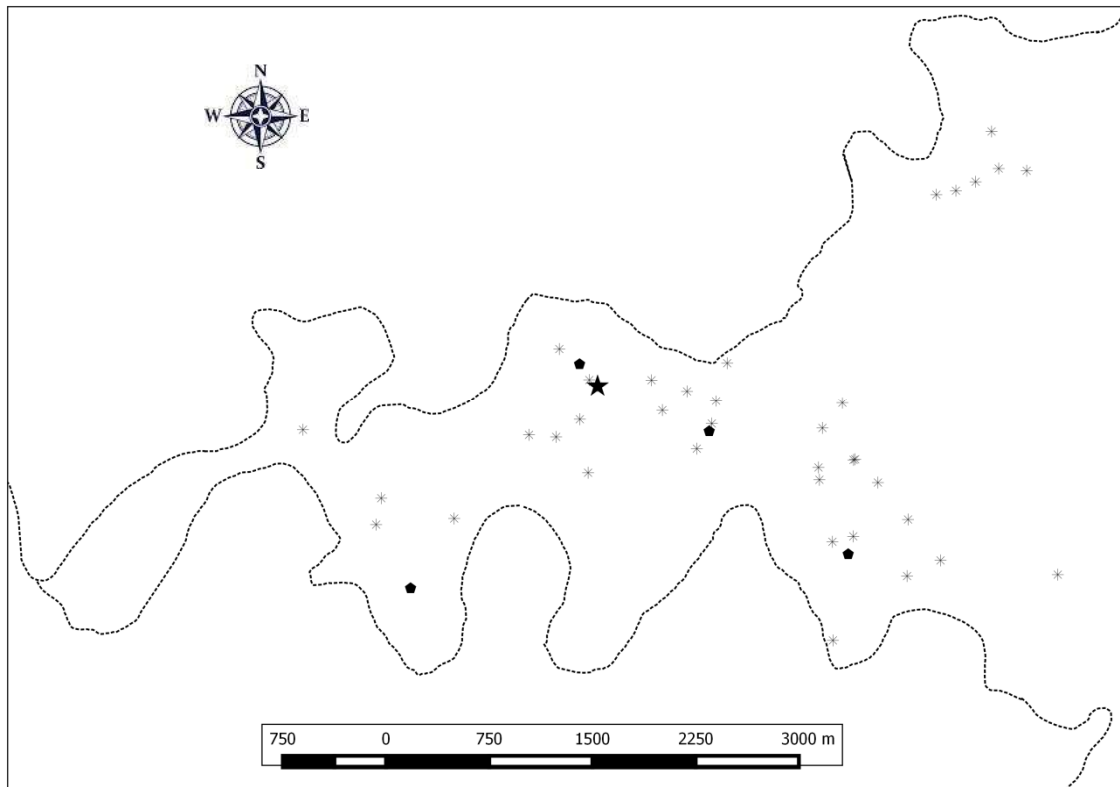


Figura 4. 1 Estações de seguimento fixas na área de estudo para tomada de localizações por radiotelemetria. Os asteriscos marcam as estações; a estrela marca o ponto de libertação dos veados; os pentágonos os locais de alimentação suplementar e a linha pontilhada os cursos de água.

método foi selecionado por impossibilidade prática de detectar os animais com regularidade através de observação visual, devido à elevada densidade da vegetação e irregularidade topográfica do terreno. O princípio da radiotelemetria é a colheita de dados discretos do deslocamento contínuo de um animal. Assume-se que estes dados, quando recolhidos em quantidade suficiente e preferencialmente de forma sistemática,

representam de forma adequada as deslocações dos animais (Piovezan e Andriolo 2004).

Os primeiros trabalhos envolvendo a transmissão de dados de animais à distância ocorreram no final da década de 50 (Kenward 1987). O uso de radiotelemetria no estudo da utilização do espaço e movimentos do veado teve início há cerca de 50 anos (Heezen e Tester 1967), tendo-se expandido nos últimos anos. A rádio-marcação é geralmente uma forma de coletar dados sistemáticos do comportamento e de alguns aspectos demográficos (Kenward 2001). Esta técnica fornece informação muito detalhada sobre os percursos dos animais e é particularmente útil para animais pouco conspícuos ou que usam o ambiente com denso coberto vegetal, o que torna muito difícil a observação ou pesquisa de indícios (Piovezan e Andriolo 2004).

No caso dos vertebrados, a monitorização por radiotelemetria vem sendo bastante utilizada, principalmente no caso de espécies que habitam locais de difícil acesso (Piovezan e Andriolo 2004). Neste estudo, o seguimento foi feito através de um sistema de telemetria convencional VHF (receptor, antena direcional e omnidirecional) (Piovezan e Andriolo 2004, Piovezan 2006), uma vez que os elevados custos não permitiram a utilização de metodologias mais recentes baseadas em telemetria por satélite ou transmissores com GPS. Apesar de possuir menor precisão relativamente aos transmissores com GPS (Náhlik et al. 2009), considera-se que a telemetria VHF produz bons resultados na maioria dos casos, especialmente quando é possível reduzir os erros de localização através da colheita de um grande número de localizações por um longo intervalo de tempo. Por outro lado, o sistema por VHF tem a desvantagem de consumir muito tempo e trabalho em campo para recolher as posições dos animais, principalmente no caso de grandes herbívoros e de outros vertebrados possuidores de grandes áreas vitais (Kenward 1987).

4.2.1.2 Rádio-seguimento

Os animais foram monitorados desde o dia da abertura do cercado, com o auxílio de um radio-receptor Biotrack Sika, uma antena Yagi de 3 elementos e uma antena omnidirecional fixa ao teto do carro, os quais captam as frequências emitidas pelos rádio-colares e permitem assim a sua localização. A antena Yagi está entre os modelos

de antenas mais potentes e efetivos na determinação do ângulo de origem do sinal (Piovezan 2006).

Para a realização do radio-seguimento foram previamente estabelecidas estações fixas de monitorização em locais estratégicos do terreno (Figura 4.1). Estes pontos foram inicialmente escolhidos pela facilidade de acesso e por se localizarem preferencialmente em locais mais elevados e sem obstáculos ao redor para facilitar a recepção do sinal. Selecionaram-se assim locais que maximizassem a possibilidade de detecção do sinal em boas condições, considerando que a intensidade do sinal emitido pelos rádio-colares é reduzida pelas árvores, vegetação densa e rochas, e pode ser refletida pelos morros e outras elevações (Cresswell 2009, Piovezan e Andriolo 2004). No decorrer do trabalho, foram estabelecidos novos pontos em função da dispersão dos animais. Sempre que necessário foram tiradas direções em outros locais para que fosse possível uma estimativa mais exata da localização. A cada ponto foi atribuído um número específico e a respectiva localização geográfica tirada com um GPS (Garmin eTrex Summit).

Uma importante questão na localização de um sinal são quantos rumos utilizar, o que está intimamente relacionado com a área de estudo e a limitação do equipamento utilizado. Normalmente, considera-se que quantos mais ângulos de registro forem utilizados melhor (White e Garrot 1990). Para que a localização do animal fosse a mais exata possível, foram tiradas várias radio-localizações em pontos distintos e anotada a direção dos sinais com uma bússola. A precisão da localização estimada depende basicamente da distância entre o transmissor (animal) e o receptor, do ângulo de intersecção entre os azimutes estimados e do intervalo de tempo para se percorrer a distância entre os pontos (Piovezan 2004).

Procurou-se diminuir tanto quanto possível a distância entre o transmissor e o receptor de sinais objetivando um menor erro na localização (Springer 1979), uma vez que a intensidade dos sinais de rádio decresce a uma taxa de 75% cada vez que a distância entre transmissor e receptor dobra, em uma situação onde não há barreiras (Piovezan e Andriolo 2004). Como a monitorização foi realizada por apenas uma pessoa, as tomadas de localizações não ocorreram simultaneamente, mas procurou-se respeitar um intervalo máximo de tempo entre tomadas sucessivas de direções, uma vez que o animal pode mover-se e influenciar a localização estimada. O intervalo médio de tempo obtido entre 100 rádio-localizações utilizadas para se conseguir a localização do transmissor foi de 10 minutos (DP = 4,3), sendo este o tempo necessário para o deslocamento do

pesquisador de uma estação de rádio-seguimento a outra. Este tempo compara favoravelmente com o reportado noutros trabalhos similares; por exemplo, no trabalho de Storlie (2006) são indicadas tomadas de localizações para triangulação com 30 minutos de intervalo (Storlie 2006).

Para estabelecer o período a ser utilizado entre as localizações considerou-se a presença da autocorrelação espacial, cuja definição postula que quanto mais próximas estiverem duas áreas mais similares serão os valores medidos (Legendre 1993, Legendre e Legendre 1998). Portanto, o padrão de distribuição de indivíduos da mesma espécie pode estar espacialmente correlacionado uma vez que dependem dos mesmos recursos bióticos e abióticos. Quando existe autocorrelação, a assunção de independência dos dados é violada, podendo ter como consequência a subestimativa do tamanho das áreas vitais (Swihart e Slade 1985, White e Garrot 1990) e uma sobrestimativa do significado do efeito das variáveis explicativas (Legendre 1993, Legendre e Legendre 1998). Portanto, procurou-se minimizar a autocorrelação dos dados e o possível erro associado, garantindo-se a independência de localizações consecutivas do mesmo indivíduo através de um intervalo de 4 horas entre as localizações. Foi utilizado o critério descrito por vários autores (Swihart e Slade 1985, Rooney et al. 1998), que afirmam que o tempo para independência entre observações sucessivas pode ser calculado como o tempo necessário que um indivíduo leva para cruzar os extremos de sua área vital. No entanto, mesmo que os dados recolhidos estejam de alguma forma relacionados, a elevada dimensão da amostra obtida ao longo de cada época do ano tende a eliminar o erro e fornecer uma amostra mais representativa do padrão de utilização da área vital. Segundo Solla, Bonduriansky e Brooks (1999), a integração da autocorrelação também manteria o significado biológico da análise, uma vez que a completa eliminação da mesma reduz o significado estatístico e destrói informações biológicas importantes. O fato de o animal poder percorrer os extremos da sua área vital em determinado tempo não quer dizer que o faça constantemente. Normalmente, áreas com observações correlacionadas estão associadas com a presença de importantes recursos para a sobrevivência dos animais (Swihart e Slade 1985, Lair 1987, Weatherhead e Robertson 1990).

4.2.2 Processamento dos dados de telemetria

Os dados utilizados para as triangulações foram organizados e exportados para o aplicativo Location of a Signal (LOAS) versão 4.0.2.9. Para estimativa da posição do

animal foi selecionado o algoritmo de Máxima Verossimilhança (*Maximum Likelihood Estimator - MLE*) descrito por Lenth (1981) com cálculo da área de elipse. Esta técnica consiste essencialmente em encontrar o menor erro angular entre a série de rumos observados e a localização estimada do sinal, o que resulta em uma estimativa mais aproximada da posição do animal. É indicado quando se conseguem 3 ou 4 rumos para cada localização. Apesar de esta técnica estimar a posição mesmo quando não há interseção de linhas, foram utilizadas apenas radio-localizações que resultassem em interseção e a opção de usar a melhor biangulação caso a triangulação falhasse (Arrault 2011), desta forma aumenta-se a precisão do método. Procurou-se obter a melhor diferença indicada entre os ângulos, ou seja, de 120° nas triangulações (na metodologia empregada pelo LOAS são necessários três rumos para uma triangulação) e de 90° nas biangulações.

Para testar a autocorrelação espacial foi aplicado o teste de Moran, que se baseia na análise quadrática de 4 (quadrado) ou 6 (hexágono) grades adjacentes de células. Se células adjacentes apresentam um padrão de densidade de pontos similar quando comparado com células não adjacentes considera-se que há correlação espacial (Janson e Vegelius 1981). Utilizou-se o programa Biotas 2.0 para se efetuar esta análise.

4.2.3 Observações visuais

A telemetria foi complementada com a observação visual dos animais, para que fosse possível localizar e perceber o contexto em que os animais exibem o seu comportamento (Piovezan e Andriolo 2004). A monitorização foi realizada 2-3 dias/semana, pelo menos duas vezes por dia, procurando detectar os animais quando em atividade e repouso. Uma vez que os veados tendem a ser mais ativos pela manhã e final da tarde (Catt e Staines 1987, Carranza et al. 1991), o maior esforço para observar diretamente os animais foi concentrado neste período. Os caminhos foram percorridos de carro duas manhãs e duas noites por semana, sendo os animais localizados com o auxílio da antena direcional. As observações foram feitas com binóculo 10x e telescópio monocular Leica Apo-Televid 77 cm com ocular 32X. Durante a noite utilizou-se um foco para possibilitar a visualização e identificação do animal. Quando localizado, o animal era observado para obtenção de informações como: estado físico das fêmeas (observação de gravidez e estado aparente de saúde); presença e estado das crias; sexo das crias; tipo de grupamento familiar formado; presença de machos no grupo. Nem

sempre se conseguiu toda esta informação, porque em muitas circunstâncias as observações eram de curta duração ou os animais se encontravam parcialmente encobertos pela vegetação.

4.3 Análise dos dados

4.3.1 Determinação da área vital e área nuclear

Com base nos dados de telemetria estimaram-se as áreas vitais e nucleares, dos animais e do grupo, o que constituiu um dado de base para várias das análises apresentadas na dissertação. A área vital compreende o local onde o animal passa a maior parte do seu tempo; segundo White e Garrot (1990), pode ser definida como a menor área na qual a probabilidade de se encontrar o animal é de 95%. É nesta área que os animais encontram os requisitos necessários para suas necessidades básicas como alimentação e reprodução, sendo portanto um parâmetro fundamental para se conhecer uma espécie. Normalmente dentro das áreas vitais existem áreas nucleares onde a utilização do espaço pelos animais está mais concentrada, pelo que identificar estas áreas é uma parte importante na compreensão dos fatores ecológicos que determinam o seu uso (Samuel et al 1985).

A área vital para todas as fêmeas foi estimada inicialmente através do kernel adaptativo (Worton 1989), sendo o fator de alisamento (h) calculado pelo método do *Least Square Cross-validation* (LSCV). O algoritmo do LSCV calcula automaticamente o valor ótimo de h para cada indivíduo a partir dos dados de localização correspondentes (Calenge 2011). Um alto valor de LSCV- h reduz a fragmentação da área estimada, mas também reduz a precisão dos limites da área vital (Santos 2009). Através deste método o valor estimado reduz o *Mean Integrated Square Error* (MISE), que é a diferença em volume entre a verdadeira intensidade de uso do espaço pelo animal (UD) e a UD estimada. Esta é uma técnica robusta que oferece uma boa descrição da intensidade de utilização do espaço pelo animal e do seu centro de atividade dentro da sua área vital (Saltz 2000), sendo esta representada por isolinhas que delimitam o espaço com a mesma intensidade de localizações. Simulações recentes demonstraram que a área vital estimada pelo método kernel tende a estabilizar com uma dimensão de amostra de cerca de 50 localizações independentes, e que o número mínimo estaria perto de cerca de 30 localizações. Portanto todas as áreas vitais foram calculadas com um mínimo de 30

localizações, por ser este o número mínimo encontrado para se estimar uma área com segurança quando se utiliza o kernel associado ao LSCV como método de alisamento (Seaman et al. 1999).

A área total também foi estimada pelo método dos Mínimos Polígonos Convexos (MPC), um método clássico não estatístico para se estimar a área utilizada, que apesar de não fornecer indicações da distribuição dos dados continua a ser um dos métodos mais comuns para estimar a área vital (Borkowisk e Pudelko 2007) e uso do espaço, o que dá a oportunidade de comparar os resultados encontrados com outras pesquisas similares mais antigas (Hansteen et al. 1997). Outro motivo para utilização deste método foi para definir de forma precisa os limites externos das áreas vitais, especialmente quando existem barreiras que podem limitar os movimentos, como cercas e cursos de água, quando comparada com outros métodos de determinação de utilização do espaço (Santos 2009). Por último, a combinação de métodos que utilizam polígonos e contornos é recomendada para obviar as limitações de cada um deles (Pita et al. 2010).

A análise através do Kernel foi utilizada para calcular anualmente as áreas vitais e as áreas nucleares de cada indivíduo, que correspondem respectivamente aos locais onde as fêmeas passaram 95% (Kernel = 95% UD) e 50% (Kernel = 50% UD) do seu tempo. Também foram determinadas as áreas vitais e nucleares em períodos do ano correspondentes a fases específicas do ciclo de vida. A definição dos períodos sazonais para cálculo das áreas vitais nem sempre segue as estações do ano, sendo em muitos casos estabelecidos em função do comportamento do animal e/ou das especificidades climáticas da região. Por exemplo, Anderson et al. (2005) dividiram o ano nos períodos de verão (Junho até Outubro) e Inverno (Dezembro até Abril), de forma a reflectir aspectos da ecologia do animal e a ressaltar alterações no seu comportamento. No presente estudo optou-se por uma divisão diferente, considerando: inverno (Dezembro – Março), nascimento (Abril – Julho) e acasalamento (Agosto – Novembro). O período pós-libertação correspondeu ao período do inverno e é importante para o primeiro ano de observação, quando é possível observar de que forma os animais se dispersam logo após serem libertados em uma região nova e, portanto, desconhecida. Mas esta divisão foi mantida nos anos subsequentes para fins comparativos.

As áreas vitais anuais e em períodos baseadas no MPC foram estimadas considerando-se 95% das localizações obtidas, sendo que as anuais também foram estimadas por 100% das localizações, abrangendo-se desta forma toda a área onde os animais

Metodologia

estiveram presentes e obtendo-se maior número de dados para comparação entre os dois métodos utilizados. Foi calculada a área individual de cada fêmea uma vez que estas podem ser encontradas sozinhas ou em grupo, e neste último caso estas podem mudar a sua composição diariamente.

Estas análises foram realizadas pela extensão Home range Qgis 1.8, programa idealizado com base no Adehabitat para o programa R, que oferece funções básicas de SIG (Sistema de Informação Geográfica), para analisar dados de radiotelemetria e seleção de habitat (Calenge 2006). Foi realizado um teste F para verificar se as diferenças entre as áreas vitais anuais (2007-2008, 2007-2009 e 2008-2009) eram significativas. O programa utilizado para esta análise foi o Biostat 5.0.

Capítulo V

Dispersão e Desenvolvimento da Área Vital

CAPÍTULO 5. DISPERSÃO E DESENVOLVIMENTO DA ÁREA VITAL

5.1 Introdução

Desde as primeiras definições até as mais recentes, o conceito de área vital vem sofrendo alterações (Mohr 1947, Hayne 1949, Jewell 1966, Baker 1978, White e Garrot 1990, Kenward 2001, Millspaugh e Marzuluf 2001). De acordo com Burt (1943), um dos primeiros a utilizar o termo, a área vital pode ser definida como a área utilizada por um indivíduo durante as suas atividades normais de obtenção de alimento e reprodução. Teoricamente, segundo Maynard Smith (1974), espera-se que o animal ocupe a menor área possível dentro da qual ele pode adquirir alimento para reprodução e sobrevivência com o menor gasto de tempo e energia para defesa de território e forrageio. A definição de Burt (1943) baseia-se na palavra 'normal' para quantificar os deslocamentos, e uma questão colocada por White e Garrot (1990) é como estabelecer critérios objetivos e com base biológica para quantificar o que se considera 'normal'. Os próprios autores consideram que uma solução é estabelecer um limite estatístico que estabelece que a área vital estimada inclua certa porcentagem das localizações. O valor limite atualmente mais utilizado é 95%. O critério da escolha do valor pode ser arbitrário (porque 95%?) mas é objetivo, pois pode ser replicado e avaliado por outros estudos. Então, segundo White e Garrot (1990), área vital é a menor área na qual a probabilidade de se encontrar o indivíduo é de 95%. Estes autores, bem como a maioria dos conceitos intermediários (White e Garrot 1990, Kenward 2001, Millspaugh e Marzuluf 2001), consideram que a área vital não seria a área utilizada em toda a vida de um indivíduo, mas sim durante grande parte de suas atividades. Logo, o conhecimento do requerimento de área necessária para o estabelecimento de uma determinada espécie é um fator fundamental para o conhecimento básico da mesma. É nesta área que os animais encontram os requisitos necessários para sua sobrevivência, crescimento e reprodução, explorando os recursos disponíveis dentro das restrições impostas pela sua fisiologia e ambiente em que vivem.

A área necessária para o estabelecimento de um indivíduo pode variar em função de diferentes fatores. Entre os vertebrados, principalmente aves e mamíferos, grandes áreas vitais são muitas vezes associadas às espécies com baixas densidades populacionais

(Brown 1969, Newton 1992, Imre, Grant e Keeley 2004, Makarieva, Gorshkov e Bai-Lian, 2005, Wang e Grimm 2007), altas taxas metabólicas (Mcnab 1963, Schoener 1968, Mace e Harvey, 1982, Kelt e Van Vuren 2001, Jets et al. 2004), e elevada massa corporal (Schoener 1968, Harestad e Bunnell 1979, Jets et al. 2004). Contudo, aspectos relacionados à história de vida das espécies, como por exemplo, idade, sexo (Mikesic e Drickamer 1992, Mysterud et al. 2001), esforço reprodutivo (Said et al. 2005), categoria trófica e principalmente a qualidade do habitat (Bugalho e Milne 2003) são as variáveis que mais podem influenciar na escolha do local e no tamanho da área vital. Estes aspectos, somados à disponibilidade de alimento, também estão relacionados com a grande variação no tamanho da área vital entre indivíduos de uma mesma população (Ims 1987, Mikesic e Drickamer 1992, Tufto et al. 1996, Jonsson et al. 2002, Asher et al. 2005, Said et al. 2005, Schradin et al. 2010).

De acordo com Senft et al (1987), os animais efetuam suas escolhas de forma hierárquica a partir de uma escala mais ampla para uma mais reduzida. Identificar os fatores ambientais e a escala na qual estes influenciam o tamanho da área vital é fundamental para entender as respostas dos animais ao ambiente (Anderson et al. 2005). Nos cervídeos, esta área é geralmente estabelecida quando o animal atinge a maturidade, pouco tempo após a dispersão da sua área natal (Dolev et al. 2002). Uma vez que a área seja estabelecida, os veados costumam ser fiéis a esta área, e se translocados pode haver uma redução na probabilidade de sobrevivência (O'Brian e McCullough 1985, Jones et al. 1997). Contudo, esta idéia resulta do que foi observado nas translocações efetuadas no norte e centro europeu, não havendo muitas informações sobre o comportamento resultante de translocações efetuadas em países mais ao sul, nomeadamente em Portugal.

Animais translocados encontram-se diante de uma situação certamente estressante, mesmo que estes sejam oriundos de um ambiente natural e não de um cativeiro, pois são colocados num ambiente desconhecido, em que a princípio não estão familiarizados com a fauna, flora e com possíveis ruídos comuns à região. Os animais passarão por um processo de irradiação, e a disponibilidade de habitats naturais onde possam estabelecer o seu nicho será essencial para sua expansão e viabilidade a longo termo (Bar-David et al. 2005). Portanto, o tempo que um animal requer para estabelecer sua área vital e as escolhas que são feitas durante este processo são cruciais para a sua sobrevivência e para o sucesso do repovoamento.

Como anteriormente referido, um dos aspectos que permitem mensurar o sucesso das translocações é exatamente a dispersão da população e os seus movimentos. O termo dispersão é utilizado para explicar o processo em que indivíduos se afastam do ambiente imediato onde estão os seus progenitores e vizinhos e tornam-se menos gregários. Esta dispersão normalmente envolve formas de “descobertas”, que em termos gerais podem acontecer de duas formas: a) Os indivíduos visitam e exploram uma série de lugares antes de retornarem e fixarem-se em um determinado local; b) Os indivíduos visitam uma série de locais e depois cessam o movimento, não retornando a lugares previamente explorados, isto pode ocorrer com indivíduos cujo movimento está fora do seu controle ou não (Begon et al. 1996).

Este comportamento dispersivo de uma população após uma translocação pode ser bastante diverso, podendo variar de um padrão sedentário para movimentos graduais de dispersão (Caughley 1970) ou uma irradiação explosiva (Saltz e Rubenstein 1995). De acordo com Jones et al. (1997), a seleção de animais tendo-se em consideração a sua estrutura social tem resultado positivamente em translocações à medida que reduz a dispersão. A translocação de um grupo inteiro de babuínos (*Papio anubis*) e a libertação de um rebanho de antílopes (*Oryx leucoryx*) após estes terem formado laços entre si, resultou em baixa dispersão e elevada taxa de fecundidade (Strum e Southwick 1986, Stanley-Price 1989). A translocação de grupos sociais parece reduzir a dispersão, mas não existiu nos dois exemplos citados um grupo translocado em diferentes condições para se efetuar uma comparação. Num repovoamento de veados do género *Odocoileus* sp. a norte de Nova Iorque, foram retirados da população original um grupo social estabelecido e indivíduos ao acaso e libertados juntos, não tendo sido observada diferença na distância média de dispersão e nem na sobrevivência entre os grupos (Jones et al. 1997). Após um ano a área vital era similar nos dois grupos, observou-se sim, menor taxa de sobrevivência nestes grupos do que na população residente (Jones et al. 1997). Parece que a translocação de grupos sociais intactos promove a coesão entre os animais e reduz a dispersão (Blumstein 2010), e que a taxa de mortalidade por predação também é reduzida uma vez que em baixa densidade o risco de predação é maior. Mas a presença de uma população residente também pode influenciar positivamente na permanência dos animais no local onde foram libertados.

Como o padrão de estabelecimento numa nova área pode variar de acordo com a estrutura social da espécie, a composição da população libertada e vários fatores

ambientais, diferentes estratégias de uso do espaço poderão ser adotadas como resposta aos diferentes parâmetros ambientais encontrados (Bocci et al. 2010). Um exemplo é o comportamento de muitos cervídeos durante estações quentes, os quais procuram lugares sombreados para reduzir a perda de água e limitam a procura de alimento (Martinez-Jauregui et al. 2009). O *C. elaphus* parece ser uma destas espécies, pois tem a capacidade de se adaptar a diferentes ambientes ao longo do globo terrestre (Wilson e Mittermeier 2011).

Conhecer o comportamento exploratório de uma população ou indivíduo num ambiente diferente do qual nasceu é uma tarefa difícil, sendo necessário não apenas saber onde este se iniciou e acabou, mas também onde o animal esteve entre estes dois momentos (Begon 1996). Para se obter um conhecimento mais preciso é necessário acompanhar este comportamento por bastante tempo uma vez que este pode sofrer variações ocasionadas pela sazonalidade (Carranza 1991) e a própria sazonalidade pode ser diferente interanualmente devido a variações climáticas. A compreensão do modo como estes animais se estabelecem no espaço, e dos fatores que afetam os padrões e o sucesso deste processo, é importante para o delineamento e implementação das translocações e podem ajudar a avaliar e melhorar os protocolos existentes (Dolev et al. 2002).

O veado é uma espécie bem estudada, mas devido a sua ampla distribuição as características ambientais dos locais onde ocorre são muito variadas. No norte da Europa, a disponibilidade de alimentos é menor durante o inverno devido ao rigor climático, enquanto que no Sul, a disponibilidade de alimentos é menor no verão devido às altas temperaturas. Mas apesar da variação encontrada na fenologia do veado, tanto no norte quanto no sul da Europa, o período de reprodução é sempre no outono (Martinez-Jauregui et al. 2009, Carranza 2010). Os nascimentos ocorrem no final da primavera, provavelmente porque em ambas as áreas a disponibilidade de alimentos é maior neste período e no princípio do verão, e como a lactação demanda maior gasto energético é necessário um maior suprimento alimentar (Carranza 2010), o que permite a comparação, até certa escala, entre os diversos estudos até então realizados. Entretanto, em algumas áreas no sul da Europa, como o sudeste alentejano, as populações de cervídeos começam a sofrer as consequências da alta temperatura no início do verão, que se reflete principalmente na redução do alimento disponível. Consequentemente, podemos esperar que diferentes variáveis influenciem a ecologia populacional do veado residente nesta região.

O conhecimento dos padrões de movimento e dispersão de uma espécie comum de cervídeo após um repovoamento, como é caso do *C. elaphus*, pode contribuir para um melhor entendimento dos fatores que favoreceram o estabelecimento da população. Dada a carência de informações sobre o comportamento desta espécie em ambiente mediterrânico após um repovoamento, pretende-se com este trabalho, responder as seguintes questões relativas ao estabelecimento da área vital e a expansão espacial da população repovoada:

- i) Qual a dimensão da área vital das fêmeas do *C. elaphus* em ambiente mediterrânico após três anos do repovoamento?
- ii) Quais as características da área vital destas fêmeas?
- iii) Quais os padrões de movimento que acompanham a dispersão e a expansão geográfica dos animais libertados e seus descendentes?
- iv) Há diferenças na dispersão entre fêmeas adultas e subadultas?
- v) Existe variação sazonal no tamanho das áreas vitais?

5.2 Metodologia

5.2.1 Áreas Vital e Nuclear

Os dados de localização das cervas estudadas no sudeste alentejano foram recolhidos com base em telemetria VHF, tendo depois sido analisados de forma a estimar as áreas vitais e nucleares de cada animal (ver detalhes metodológicos no capítulo 4). As sobreposições médias das áreas vitais e nucleares (e respectivo desvio padrão – DP e valores Mínimo-Máximo) foram estimadas para os anos 2007 – 2008, 2007 - 2009 e 2008 – 2009, durante os períodos do inverno, nascimento e acasalamento. Para esta análise, foram utilizadas as áreas vitais por período e por ano nos anos de 2007, 2008 e 2009. As fêmeas foram classificadas como migrantes quando na ausência de sobreposição das áreas vitais durante os períodos estabelecidos (Brinkman et al. 2005), residentes se há sobreposição destas áreas vitais ou se não houve migrações consecutivas durante os três anos, e dispersantes se mudaram a área vital inicial e se estabeleceram noutra local (Nelson e Mech 1992, Kernohan et al. 1994, Brinkman et al. 2005).

Nesta análise, duas áreas vitais foram sobrepostas de cada vez e o espaço compartilhado estimado. O tamanho da área foi dado como a proporção da sobreposição de qualquer par de áreas vitais (Mizutani e Jewell 1998, Kernohan et al. 2001). O valor médio de sobreposição foi calculado usando todos os percentuais de sobreposições relacionados, com uma amostra de $2k$ onde k é o número de pares (Pita et al. 2010). Utilizou-se o programa Biotas 2.0 para estas análises.

5.2.1.3 Dispersão e Padrão de Movimento

Para quantificar a distância de dispersão e todos os movimentos subsequentes, cada indivíduo foi considerado como uma amostra, sendo então calculada a distância e a direção de cada localização a partir do ponto de libertação (PL) em cada período durante os três anos. A distância de dispersão foi considerada como a linha reta a partir do ponto de libertação até o ponto mais distante alcançado pelo indivíduo mensalmente. Para cada mês e período foi calculada a média das distâncias por indivíduo (Yott et al. 2011). Para avaliar como a população de cervas se distribuiu espacialmente ao longo dos três anos foi calculada a distância que cada indivíduo percorreu para cada ano a partir do ponto de libertação e elaborado um gráfico 3D. Desta forma foi possível observar a ocupação do espaço pela população como um todo.

A variação das distâncias médias de cada indivíduo relativamente ao local de libertação foi analisada com base num modelo aditivo generalizado misto (MAGM) autoregressivo, tendo o indivíduo como o efeito aleatório. O objetivo deste modelo foi testar a distância como uma função do mês, o que permite determinar se há influência sazonal no movimento dos indivíduos. O modelo com parâmetro autoregressivo (*gamm* (*Dist~s (month,k = 10)*, *data = t*, *random = list (ID=~1)*, *correlation = corARI (form=~month)*) utilizado demonstrou ser melhor do que o modelo sem ele em termos de AIC (*Akaike Information Criteria*) e teste de verosimilhança.

Como o padrão de movimentos é útil para prever como um grupo translocado pode reagir a um novo ambiente, foram efetuadas análises dos movimentos anuais considerando-se todos os animais marcados como uma população. Utilizaram-se os testes de Rayleigh e Rao, apropriados para o estudo de dados não lineares (Diggle 1983, Boots 1988, Ludwig e Reynolds 1988). Segundo os autores, embora ambos os testes sejam aplicados para análise de movimentos o foco da análise é diferente. O teste de

Rayleigh é mais eficaz para examinar o significado da direção média do movimento, enquanto o teste de Rao baseia-se na assunção de que os dados são uniformes e que sucessivas observações devem ser igualmente distribuídas ao longo de 360°. O teste de Rayleigh é mais conhecido e utilizado na análise de dados como do presente estudo, principalmente por utilizar o método de aproximação do Qui-quadrado. A utilização de ambos os testes permite maior comparação com outros trabalhos que encontraram dados similares aos desta pesquisa. Para esta análise foi utilizado o programa BIOTAS 2.0.

Coefficiente de Associação

O coeficiente de associação foi primeiramente definido por Cole (1949) como o percentual de localizações onde dois ou mais animais eram observados juntos. Desde então, vários estudos têm utilizado o coeficiente de associação (CA) entre os animais para avaliar a fidelidade à área vital (Edge et al. 1985, Minta 1993) e ao grupo (Galea 1990, Witmer 1981, Storlie 2006). Fidelidade é uma importante característica e foi definida por White e Garrot (1990) como a tendência do animal permanecer ou retornar para um determinado local. Este comportamento pode trazer benefícios ecológicos ao indivíduo, como a familiaridade com a disponibilidade alimentar sazonal (Edge et al. 1985) e a forma de evitar predadores (Greenwood 1980). Desta forma, foi utilizado o coeficiente de associação para estimar a fidelidade dos animais durante o primeiro ano pós-translocação, sendo medido em três diferentes períodos anuais: inverno (Dezembro – Março), nascimento (Abril – Julho) e acasalamento (Agosto - Novembro). O coeficiente de associação entre as fêmeas marcadas foi calculado sobre a sua distribuição espacial utilizando-se a fórmula (Storlie 2006):

$$CA = 2h/(A + B)$$

onde h é o número de localizações onde A e B foram observados juntos (num raio de 500 metros), A representa o número total de localizações do indivíduo A e B o número total de localizações do indivíduo B. O coeficiente tem um raio de 0 (sem associação) para 1 (completa associação). Para minimizar a correlação espacial e temporal na estimativa do valor de h , foi considerada apenas uma localização por dia dentro do mesmo espaço de tempo para cada par de fêmeas. Para determinar se o coeficiente de associação difere significativamente entre os períodos foi utilizado ANOVA a um critério de classificação.

5.3 Resultados

5.3.1 Radiotelemetria

De um total de 11 indivíduos obtiveram-se 3558 localizações entre Novembro de 2006 e Setembro de 2009. Cerca de 20% das localizações foram obtidas visualmente. O tamanho médio de confiança de elipse foi 16.2 ± 16.7 ha.

O número de localizações obtidas foi suficiente para a estimativa da área vital dos indivíduos durante o período do trabalho, não sendo significativa a diferença entre a quantidade de localizações obtidas a cada ano. Exceção para a fêmea 003 cujo emissor apresentou defeito em Abril de 2008, tendo sido realizados a partir daí apenas contatos visuais, os quais não foram em número suficiente para determinar a área vital. No verão de 2009 começou a ser difícil a obtenção de pontos por radiotelemetria, provavelmente devido aos emissores já terem 38 meses, e, portanto já ter decorrido o tempo mínimo estimado de funcionamento.

5.3.2 Área vital e nuclear

As áreas vitais anuais estimadas pelo MPC 95% variaram entre 281 e 1093 ha ($639,1 \pm 260,5$) e pelo kernel 95% entre 366 e 1421 ha ($671,4 \pm 256,7$). Este último foi ligeiramente maior, mas as estimativas das áreas vitais obtidas através destes dois métodos não foram significativamente diferentes nos anos de 2007 (t-value = 0,12; p = 0,9), 2008 (t-value = 0,028; p = 0,97) e 2009 (t-value = 0,66; p = 0,52). Já as áreas vitais estimadas pelo MCP100% (Apêndice A) variaram entre 455,2 e 2403,38 ha ($1136,48 \pm 466$), sendo significativamente maiores nos anos de 2007 (t-value = -5,75; p < 0,0001) e 2008 (t-value = -3,69; p = 0,0014), mas não em 2009 (t-value = -1,32; p = 0,202).

Com um total de 3558 localizações ($350,4 \pm 46,7$, excluindo-se a fêmea 003), as fêmeas apresentaram a concentração das áreas vitais próximas ao ponto de libertação (Figura 5.1). Houve uma expansão anual da área ocupada, com uma área vital anual média de $525,5 \pm 177$ ha em 2007, $638,6 \pm 155,5$ ha em 2008 e $850,3 \pm 330,9$ ha em 2009 (Figura 5.2). O crescimento médio da área nuclear seguiu o mesmo padrão, sendo de $104,7 \pm 28,03$ em 2007, de $129,6 \pm 31,7$ em 2008 e de $186,5 \pm 82,4$ em 2009, apresentando uma média nos três anos de $138,8 \pm 64,7$. A maior área vital anual foi de 1421 ha em 2009 e

a menor 366 ha em 2007 (Tabela 5.1). Não foi observada diferença significativa no tamanho da área vital anual entre fêmeas adultas e subadultas ($p \geq 0,6$).

Comparando-se o tamanho da área vital estimada pelo kernel 95% entre os anos de estudo, verificaram-se variações significativas entre 2007 e 2009 ($F = 3,76$; $p = 0,025$) entre 2008 e 2009 ($F = 4,8$; $p = 0,011$), mas não entre 2007 e 2008 ($F = 1,18$; $p = 0,39$). Quando se efetuou a comparação das áreas vitais estimadas pelo kernel 50% houve diferença significativa entre 2008 e 2009 ($F = 6,7$; $p = 0,003$). Não se verificaram diferenças significativas para os pares de anos 2007/2008 ($F = 1,02$; $p = 0,48$) e 2007/2009 ($F = 1,01$; $p = 0,48$).

A distribuição espacial das fêmeas marcadas mostra a gradual ocupação do espaço ao longo dos três anos e uma concentração próxima ao ponto de libertação durante este período (Figura 5.1, Apêndice B). Os animais foram dispersando inicialmente na zona a leste do cercado de aclimatação. Em 2008 houve um aumento da exploração da região Norte, Nordeste e Sudeste. No ano de 2009 percebe-se uma redução na ocupação dos cabeços localizados a Sudeste e Leste do cercado de aclimatação, e um aumento significativo da área a sudoeste e noroeste do cercado.

Observa-se que em 2007 e 2008 o padrão de ocupação do espaço nuclear foi semelhante para todas as fêmeas (Figura 5.3). A área nuclear da população de fêmeas marcadas no ano de 2007 foi de 15,5% e a de 2008 de 28,1% relativamente às áreas vitais do mesmo ano. Relativamente ao ano de 2009, a área nuclear foi de 274,98 ha, que corresponde a 32,5% da área vital. Nota-se que houve um maior deslocamento dos animais para noroeste do ponto de libertação (Figura 5.1) e redução da concentração dos pontos da região que fica a nordeste, conseqüentemente deslocando o centróide mais para a zona noroeste e aproximando do ponto de libertação.

Em 2009, a média da área nuclear ($186,5 \pm 64,7$) foi consideravelmente maior que a dos anos anteriores de 2007 ($104 \pm 28,03$) e 2008 ($129,6 \pm 31,7$). Nota-se uma diferença geográfica da área ocupada, passando a incluir uma região a noroeste do ponto de libertação.

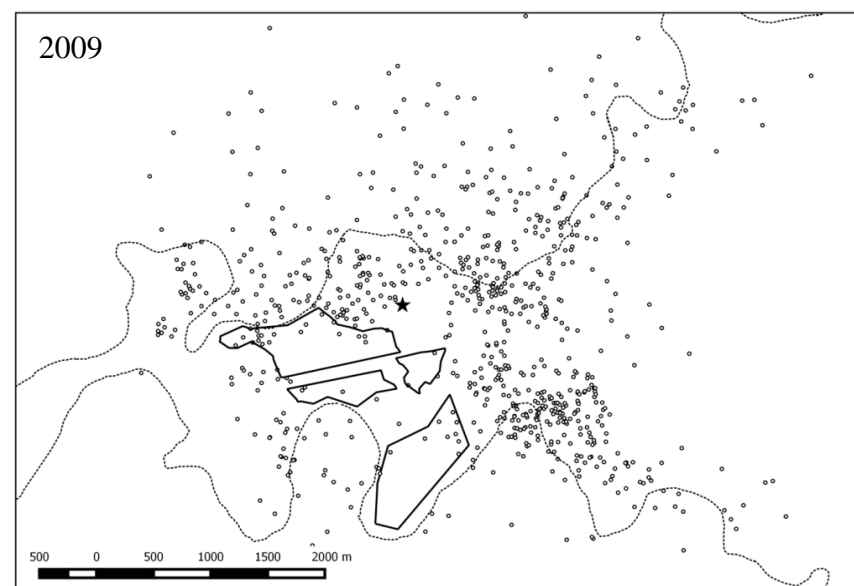
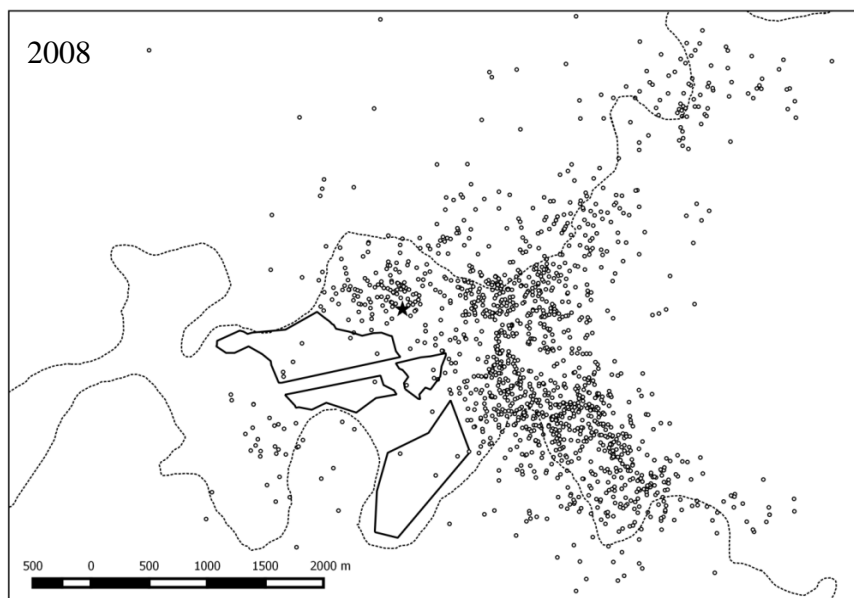
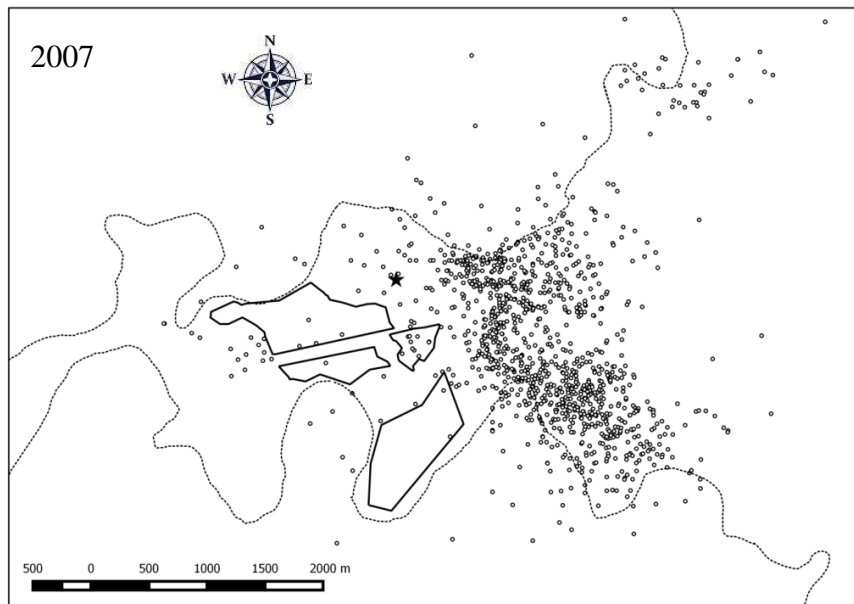


Figura 5. 1 Distribuição espacial das localizações obtidas nos anos de 2007, 2008 e 2009, de 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica em Portugal. Os pontos representam as localizações das fêmeas na área de estudo. A estrela indica o ponto de libertação. A linha preta representa os cercados (altura = 1,20) de contenção de gado bovino. A linha pontilhada representa os dois cursos de água principais.

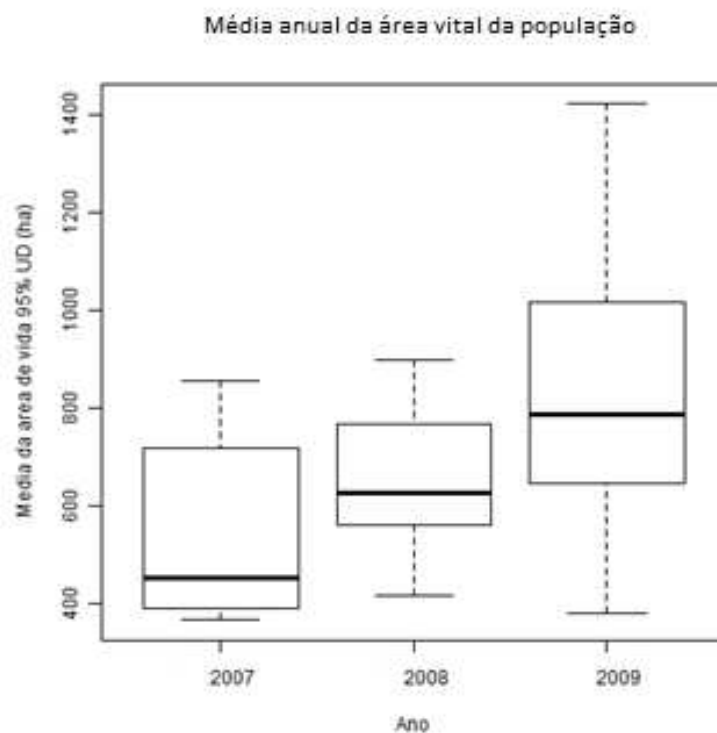


Figura 5. 2 Média anual (2007, 2008 e 2009) da área vital (K95%) da população de cervas repovoadas numa região mediterrânica em Portugal. A linha preta sólida mostra a média (ha) da área vital e a linha tracejada os limites mínimos e máximos.

Tabela 5. 1 Área vital anual (ha) de 11 fêmeas de *Cervus elaphus*, repovoadas numa região mediterrânica em Portugal, durante os anos de 2007, 2008 e 2009, estimada pelo Kernel 95% com LSCV (*Least Square Cross Validation*) como método de alisamento.

Indivíduos	003	033	055	063	084	094	125	133	214	244	270
Localizações	164	221	381	347	372	352	360	362	364	364	381
2007	587	366	382	405	391	474	433	716	854	742	492
2008	742	576	416	704	606	789	899	645	767	425	559
2009	*	645	849	1320	721	1017	1421	921	702	527	380
Média	664,5	529	549	810	813	760	918	761	774	565	477

* A área vital da cerva 003 foi estimada só até Maio de 2008.

A variação no tamanho (ha) médio das áreas vitais anuais ($671 \pm 256,6$) e áreas vitais sazonais ($538 \pm 117,5$) foi significativa ($t=2,1$; $p \leq 0,05$). Houve variação na dimensão entre as áreas vitais sazonais estimadas através do kernel 50% e 95% (Apêndice C). A variação no tamanho das áreas vitais entre os anos de 2007 a 2009, relativa aos períodos do inverno ($p \geq 0,08$) e acasalamento ($p \geq 0,1$) não foi significativa. Porém, foi altamente significativa entre os períodos do nascimento para a área vital ($F = 3,6$; $p \leq 0,04$) e nuclear ($F = 4,08$; $p \leq 0,02$).

Comparando-se as áreas vitais e nucleares nos diferentes períodos anuais nos anos de 2007 e 2008, constatou-se que a diferença no tamanho das áreas foi mais significativo entre os períodos de acasalamento e inverno no ano de 2007, tanto para a área nuclear ($t = -2,99$; $p \leq 0,007$) quanto para a área vital ($t = -3,117$; $p \leq 0,006$). A diferença entre estes períodos no ano de 2008 não foi significativa para o tamanho da área nuclear ($p \geq 0,68$) e nem para a área vital ($p \geq 0,57$). Em 2007, verificaram-se diferenças

Dispersão

significativas entre os períodos de nascimento e inverno para a área vital ($t = 2,6$; $p \geq 0,018$) e nuclear ($t = -2,6$; $p \geq 0,016$), não se tendo, contudo, verificado diferenças significativas para os anos de 2008 e 2009. Em 2009 não foi possível calcular as áreas vitais no período de acasalamento por não haverem localizações suficientes.

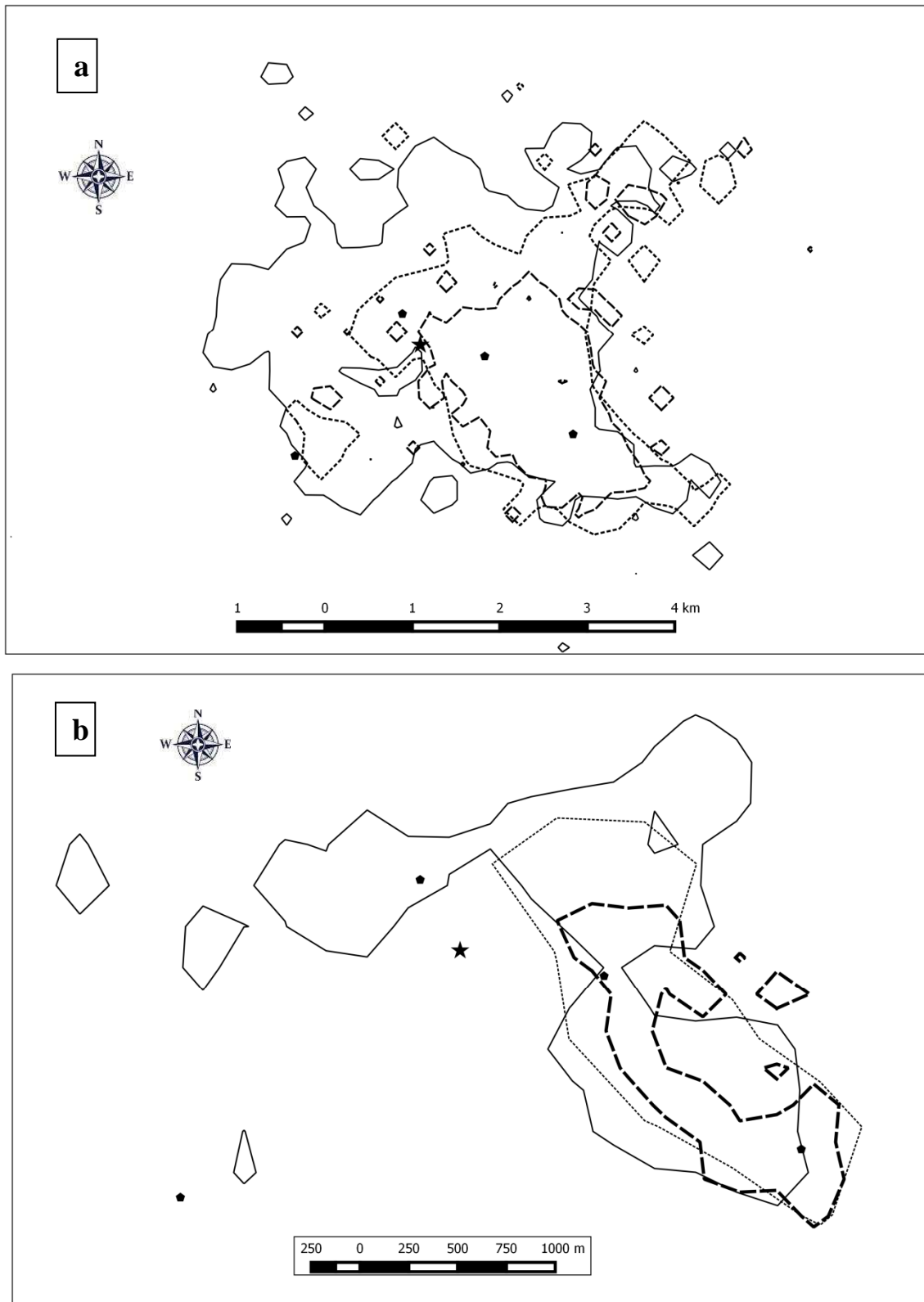


Figura 5.3 Variação interanual da dimensão da área vital do conjunto das fêmeas repovoadas numa região mediterrânica (Portugal) nos anos de 2007 (linha tracejada), 2008 (linha pontilhada) e 2009 (linha sólida) estimadas através do Kernel 50% (a) e

95% (b). A estrela representa o ponto de libertação das cervas e os pontos negros os locais de suplementação alimentar.

5.3.3 Sobreposição espacial

Observou-se um elevado grau de sobreposição interanual entre as áreas vitais utilizadas pelo conjunto de cervas repovoadas (Figura 5.4), tendo-se verificado o mesmo padrão quando se consideram as áreas nucleares (Figura 5.5). No entanto, a média de sobreposição da área vital foi sempre maior do que a da área nuclear (Apêndice C, D), para todas as fêmeas em todos os períodos, com o valor de $p \leq 0,05$, sendo a única exceção para o período do inverno do ano de 2007 (2007 x 2008) ($p = 0,17$).

A área nuclear da população de fêmeas marcadas no ano de 2007 foi de 82,76 ha e a de 2008 de 182,06 ha. Considerando-se que a sobreposição entre elas corresponde a 65,2 ha ou o equivalente a 78,7 % da área nuclear estimada para 2007, e que a distância do ponto de libertação até o centro da área nuclear foi de 1362m e 1357m em 2007 e 2008 respectivamente, com uma distância entre os centróides de apenas 4,3 m, fica claro a permanência dos indivíduos praticamente na mesma área por 2 anos consecutivos (Apêndice C).

Relativamente ao ano de 2009, a área nuclear foi de 274,98 ha com uma área de sobreposição de 59,46 e 126,8 ha com os anos de 2007 e 2008 respectivamente, com o centróide distando 681,46 m do ponto de libertação.

Tabela 5. 2 Médias (DP) das áreas vitais sazonais (ha) de 11 fêmeas de *Cervus elaphus* translocadas numa região mediterrânica em Portugal durante os anos de 2007, 2008 e 2009, estimada pelo Kernel 95% com LSCV (*Least Square Cross Validation*) como método de alisamento.

	Inverno	Nascimento	Acasalamento
2007	618 (283)	414 (194)	349 (195)
2008	489 (133)	622 (235)	521 (157)
2009	595 (215)	700 (300)	NC
Média	567 (68)	578 (147)	435

* NC – não calculada

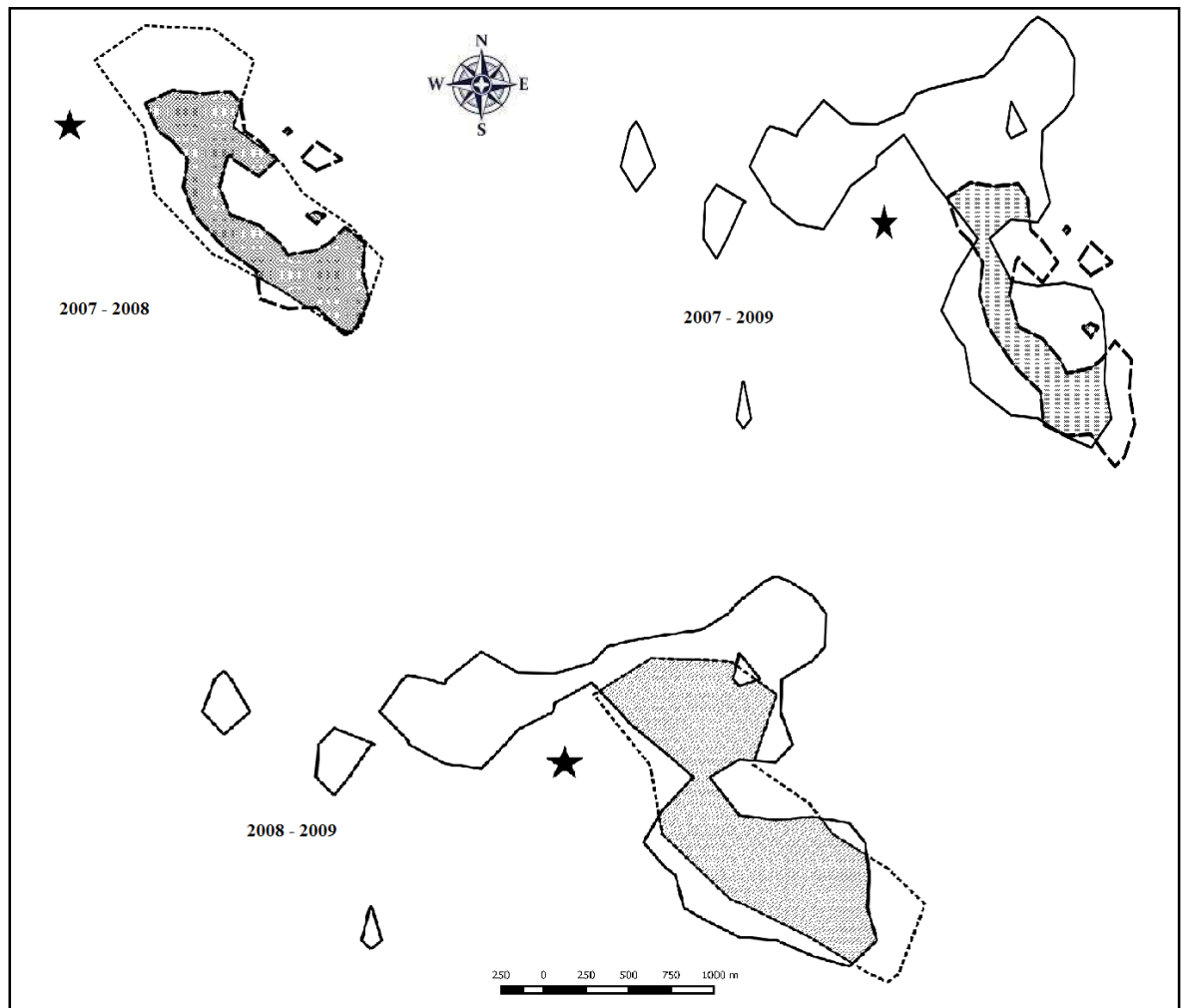


Figura 5. 4 Sobreposição da área nuclear anual calculada pelo Kernel 50%, entre os anos de 2007 e 2008, 2007 e 2009, e 2008 e 2009, de 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica em Portugal. A linha tracejada corresponde a 2007, a linha pontilhada a 2008 e a linha sólida a 2009. A área de sobreposição é representada a sombreado. A estrela marca o ponto de libertação das cervas.

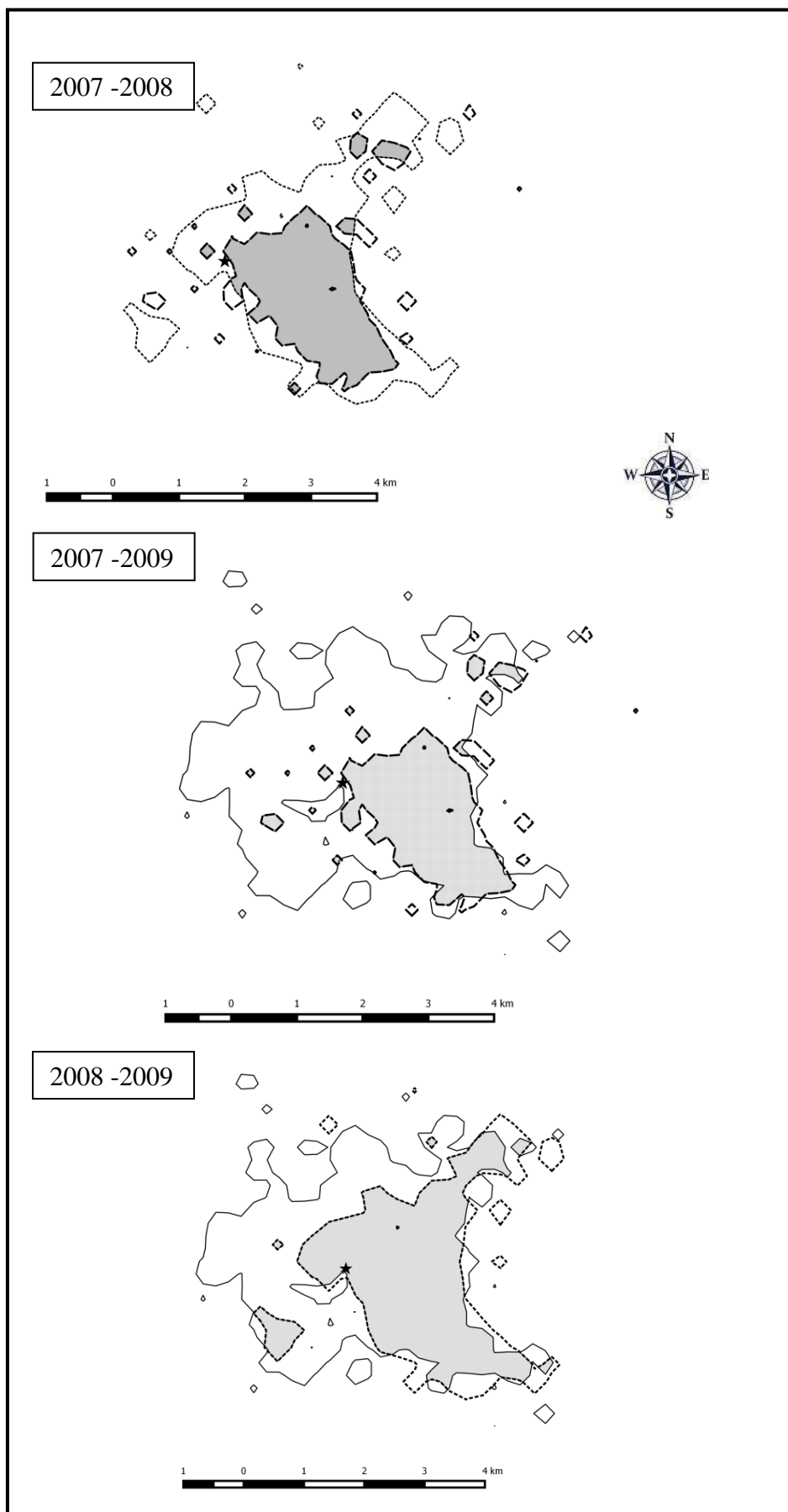


Figura 5. 5 Sobreposição da área vital anual calculada pelo Kernel 95%, entre os anos de 2007 e 2008, 2007 e 2009, e 2008 e 2009, de 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica em Portugal. A linha tracejada corresponde a 2007, a linha pontilhada a 2008 e a linha sólida a 2009. A área de sobreposição é representada a sombreado. A estrela marca o ponto de libertação das cervas.

5.3.4 Padrão de movimento

As distâncias, a partir do cercado de aclimação, percorridas em 2007 pelas fêmeas repovoadas demonstram que a exploração do ambiente foi gradual (Apêndice E). A distância máxima percorrida a partir do cercado de aclimação foi 5,76 km, por uma única fêmea, sendo a média de 1,53 km ($\pm 0,7$). No ano de 2008 os animais já percorreram maiores distâncias apesar de terem sempre regressado às imediações do local de libertação. A distância máxima a partir do cercado de aclimação atingiu os 7,5 km, sendo a média de 1,6 km ($\pm 0,9$). Este foi o ano em que algumas fêmeas mais se afastaram do local onde foram libertadas, mas ainda permanecendo a maior parte do ano concentradas na área do ponto de libertação e próximas aos locais com suplementação alimentar.

No ano de 2007 quatro das sete fêmeas grávidas alteraram as suas áreas vitais durante o período de nascimento das crias, sendo que uma fêmea permaneceu na nova área até o fim da monitorização e as outras três regressaram para as suas antigas áreas nucleares próximas ao ponto de libertação em Julho. Nos dois últimos anos (2008 e 2009) notou-se que as fêmeas grávidas se afastaram para locais mais distantes, onde a presença humana era muito pouco frequente ou mesmo inexistente.

Na época do nascimento no ano de 2008, as mesmas três fêmeas regressaram para a área ocupada neste mesmo período no ano de 2007, regressando para a antiga área próxima ao ponto de libertação entre Julho e princípio de Agosto. As demais fêmeas permaneceram na mesma área e algumas utilizaram a parte sudoeste do ponto de libertação que até então não tinha sido visitada.

A análise do resultado do Modelo Aditivo Generalizado misto (Figura 5.6) mostra que os movimentos das fêmeas nestes 3 anos estão diretamente relacionados ao período do ano (L-ratio = 50.3; $p < 0001$). Em termos de intervalos de confiança, o intervalo de

95% da autocorrelação vai de 0.31 a 0.53. O movimento mais diferencial ocorre nos primeiros 4 meses pós-libertação, onde há um afastamento do ponto inicial, observando-se a partir daí um movimento aparentemente cíclico. Os meses 14 e 15 apresentam uma linha similar aos meses 24 e 25, que correspondem a Janeiro - Fevereiro e Dezembro - Janeiro respectivamente, ou a parte do período do inverno. O mesmo se passa com o período do acasalamento, nos meses 9 - 10, 21 - 22 e 33 - 34 (Agosto e Setembro).

A análise dos movimentos durante os três anos pelo teste de Rayleigh e Rao indica que as mudanças na direção dos movimentos foram aleatórias, ou seja, que não houve diferença entre o movimento observado e o esperado. Teste de Rayleigh ($r = 0,002$, $p = 0,98$, $\alpha = 0,05$) e Rao ($u = 136,7$, $p = 0,7$, $\alpha = 0,05$).

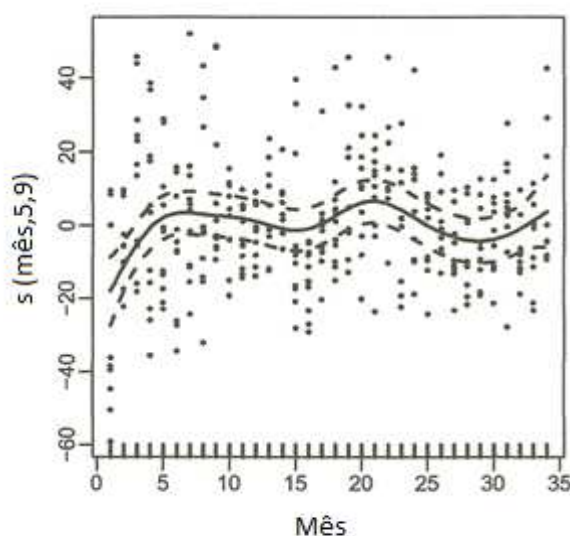


Figura 5. 6 Modelo Aditivo Generalizado Misto (MAGM) autoregressivo mostrando a variação das distâncias médias mensais de todos os indivíduos marcados relativamente ao local de libertação. A linha sólida representa o alisamento estimado, as linhas tracejadas o intervalo de confiança a 95% e os pontos as distâncias médias mensais percorridas por cada indivíduo. Foi utilizada autocorrelação de ordem 1 usando como variável posição o mês. Alisamento (= 5,9) da curva é significativo ($p = 0.0045$).

Coefficiente de Associação

Foram calculados todos os coeficientes de associação por par de fêmeas durante os diferentes períodos sazonais previamente estipulados (Apêndice F, G e H), tendo-se obtido as seguintes médias: inverno $0,17 \pm 0,17$, (0,8 – 0), nascimento $0,12 \pm 0,11$ (0,6 - 0) e acasalamento $0,16 \pm 0,11$ (0,5 - 0). Não houve variação significativa entre os coeficientes obtidos entre os períodos de inverno e acasalamento ($F = 0,27$; $p \geq 0,6$) e nascimento e acasalamento ($F = 3,38$; $p \geq 0,06$). Entretanto, entre os períodos de inverno e nascimento foi observada variação significativa entre os coeficientes estimados ($F = 3,38$; $p = 0,05$).

5.4 Discussão

Os resultados do presente estudo demonstraram que as cervas repovoadas mantiveram-se juntas e se fixaram nas proximidades da área de libertação, tendo permanecido na mesma área durante os três anos de duração do estudo. Apesar disso, houve um alargamento progressivo das áreas vitais e nucleares ao longo dos anos, o que poderá estar relacionado com comportamentos exploratórios. A utilização do espaço variou de forma reduzida ao longo do ciclo sazonal, embora se tenha verificado a utilização de áreas mais afastadas por algumas fêmeas durante o período dos nascimentos. O comportamento observado sugere que o método de translocação utilizado foi bem sucedido, uma vez que promoveu a fixação dos animais numa área limitada. Uma maior dispersão teria provocado uma maior distribuição, o que poderia ter resultado numa densidade de indivíduos que poderia ter sido insuficiente para promover o crescimento e estabilidade da população (Gogan e Barret 1988, Schmitt e Aho 1988, Wabakken et al. 2001, Larkin et al. 2002).

Área vital

A dimensão média da área vital da população (671,4 ha) e das áreas vitais individuais (678 ha) durante o período de estudo foi menor do que o reportado por Staines (1977) nas Terras Altas (Escócia): 2400 ha, mas dentro do encontrado por Catt e Staines (1987)

nas florestas Glenbranter (406–1008 ha) também na Escócia. Outros estudos, contudo, descreveram áreas vitais muito inferiores às encontradas aqui, incluindo por exemplo os trabalhos de Carranza et al. (1991) em Monfragüe (260 ha), Espanha, e de Clutton-Brock (1982) na ilha de Rum (200 ha), Escócia.

Nos três anos após a libertação todas as fêmeas apresentaram um aumento progressivo das áreas vitais e nucleares, embora as áreas nucleares de atividade permanecessem próximas ao ponto onde foram libertadas. Nos dois primeiros anos as cervas tiveram uma sobreposição de 78,7% da área nuclear com os centróides distando apenas 4,6 m um do outro. Este resultado está de acordo com a teoria de Distribuição Livre Ideal (Holt 1996) e o modelo de dispersão descrito por Caughley (1970), os quais preveem que a expansão da população em áreas adjacentes é gradual, e que mudanças significativas neste padrão apenas ocorrem quando é atingido um nível crítico de densidade.

A dimensão da área vital estimada no presente estudo foi relativamente pequena quando comparada a dimensão da área disponível. Isto provavelmente está relacionado com a elevada qualidade do habitat, que possuía as características necessárias para a manutenção da população, como: presença de refúgio, proximidade de fontes de água, boa disponibilidade de alimento, ausência de predadores e reduzida perturbação antrópica. Um fator adicional que pode ter contribuído foi a colocação dos comedouros em pontos próximos ao cercado de aclimação com suplementação de alimentos (Figura 5.3). Segundo Jonsson et al. (2002), experiências com suplementação alimentar têm resultado em menor área de atividade. Áreas vitais pequenas também podem estar relacionadas com elevada densidade populacional (Carranza et al. 1991), mas não foi o caso deste repovoamento.

Houve diferenças no tamanho das áreas individuais das cervas, mas não se observaram diferenças entre as áreas das fêmeas adultas e subadultas. Dolev et al. (2002) reporta que fêmeas mais jovens tendem a ter um comportamento mais exploratório e conseqüentemente maior área de atividade. A variação no tamanho das áreas entre indivíduos de uma mesma população tem sido reportada (Schradin et al. 2010) e atribuída a fatores como: disponibilidade de refúgios e cobertura vegetal (Tufto et al. 1996), sexo, idade (Mikesic e Drickamer 1992) e disponibilidade alimentar (Jonsson et al. 2002, Said et al. 2005).

As diferenças significativas observadas no tamanho das áreas de atividade sazonais envolveram apenas o período de acasalamento, mas não houve diferença significativa no coeficiente de fidelidade durante os períodos estabelecidos, o que significa que a coesão social foi mantida independentemente do período sazonal. De acordo com Schradin et al. (2010), as variações na atividade reprodutiva podem resultar em diferenças no tamanho das áreas sazonais. Em veados do sul da Europa, nomeadamente em Portugal, foi observada a formação de territórios pelos machos para a manutenção das fêmeas durante o acasalamento (Fonseca 1998), o que levaria a redução do tamanho da área vital por parte destas durante este período.

Não houve evidências da formação de grupos sociais fixos durante a aclimação. As fêmeas após alguns meses eram visualizadas em pequenos grupos, mas que podiam variar de componentes. Este fato sugere que a estrutura social não foi baseada em membros permanentes. Após duas épocas reprodutivas era comum a visualização do grupo de três indivíduos (progenitora, cria antiga e cria nova). Esta formação familiar também foi observada na Contenda – Portugal (Mestre 2003). Este grupo familiar persistia durante cerca de um ano, período em que a cria mais velha se afastava da progenitora.

Dispersão

A prédisposição dos animais para permanecerem no local onde são libertados, é um fator crucial para a viabilidade de uma translocação, assim como a distribuição inicial e densidade de indivíduos são vitais em determinar onde a população pode se estabelecer (Etienne et al 2002). Vários trabalhos (Dolev et al. 2002, Yolt et al. 2011) mostram que cervídeos possuem uma dispersão inicial mais exploratória e que percorrem grandes distâncias antes de estabelecer uma área vital. Isto pode estar fortemente relacionado com o habitat e o ambiente ao redor, pelo que convém selecionar locais de libertação com baixa intensidade de perturbação antrópica e que possuam um coberto vegetal adequado à espécie.

Neste repovoamento, as cervas repovoadas exibiram alta fidelidade ao ponto de libertação durante os três anos de observação, explorando uma área de 7.588 ha e permanecendo 95% do seu tempo em uma área vital média de 671,4 ha, distando uma

média de 1133,46 m do ponto onde foram libertados até o centróide da área nuclear. O padrão de dispersão caracterizou-se por um gradual movimento para fora do cercado de aclimatação a uma distância média de 1609,8 m ($\pm 469,5$), e estabelecimento de um padrão regular de movimentos para todas as fêmeas. Este padrão também foi observado no gamo europeu (*Dama dama*) introduzido na Nova Zelândia (Nugent 1994). Este fato demonstra a importância que esta área teve na permanência das cervas na região, e também a importância que a interação entre os indivíduos parece ter tido durante o período de inverno e nascimento do ano de 2007, ou seja, logo após a libertação. Interação entre indivíduos do mesmo sexo pode ser um fator que promove a fixação de indivíduos numa mesma área, como observado para o corço (*C. capreolus*) (Gerard et al. 1997), o que demonstra o alto grau de sobreposição da área vital (Figura 5.5) e do coeficiente de fidelidade de algumas fêmeas (Apêndice E). O fato de terem sido translocadas algumas fêmeas adultas pode também ter influenciado na baixa taxa de dispersão observada. Segundo Robert et al. (2004), a incorporação de fêmeas adultas no grupo a ser translocado favorece a fixação na área uma vez que estas apresentam menor tendência para dispersar.

Neste estudo, o movimento inicial dos animais foi não direcional, mas houve uma ocupação preferencial das áreas a nordeste e sudeste do ponto de libertação. Nos anos seguintes, especialmente no terceiro ano, houve uma ocupação mais alargada de todas as áreas em redor do ponto de libertação. De acordo com Fahrig e Merriam (1994), a dispersão pode ser mais importante que os parâmetros demográficos na determinação da densidade regional de uma população. Modelos de movimentos de animais assumem que a dispersão pode ser prevista se o movimento é não direcional a partir do ponto de partida (Cain 1985). Este movimento coincide com a localização dos comedouros, os quais foram frequentemente visitados pelos veados nas primeiras horas da manhã e final da tarde no primeiro ano, e com menos frequência no segundo ano. Este resultado corrobora a afirmação de Stephens e Sutherland (1999) de que uma suplementação alimentar temporária pode ser benéfica para auxiliar no estabelecimento da população.

Em muitas translocações, os veados percorreram distâncias muito maiores (Mailard e Fonty 1987, Larkin et al. 2004, Ryckman et al. 2010, Yott et al. 2011) que as observadas neste repovoamento, explorando áreas de 27000 km² e distanciando-se mais de 10 km do ponto de libertação (Yott et al. 2011). Apesar da existência de cursos de água circundando a área de libertação, isto não parece ter sido uma barreira à dispersão,

pois além destes se encontrarem parcialmente secos durante o verão, os veados são bons nadadores e por várias vezes foram avistados do outro lado da margem.

Uma limitação na dispersão para a área a sudoeste do ponto de libertação pode ter sido a presença de gado bovino e de uma cerca de 2.20 m na propriedade vizinha que circundava parte da área de estudo, apesar de algumas localizações terem sido efetuadas nesta área. Foi observado durante os três anos que as cervas evitavam as áreas onde o gado estivesse presente, mesmo onde as cercas não excediam 1.20m. O comportamento do veado pode alterar como resposta à presença de cercas (Rupp e Rupp 2010). Segundo Bauman et al. (1999) estes costumam encostar na cerca e andar de um lado para outro antes de saltar, mas cercas com altura superior a 2.20 podem restringir o movimento dos veados e ser um fator limitante na sua dispersão.

Outro fator que pode ter influenciado para uma dispersão mais gradual de todos os animais foi o tempo prolongado de aclimação. De acordo com os resultados obtidos por Ryckman et al. (2010) para o veado, os que foram mantidos em aclimação por um período máximo de 11 dias percorreram maiores distâncias quando libertados do que os que foram submetidos a um período maior de aclimação. Na reintrodução de *Dama mesopotamica* (Dolev et al. 2002) os animais apresentaram uma dispersão gradual após um período de aclimação de 2 a 3 meses. *C. elaphus* reintroduzidos em Ontário apresentaram dois padrões de dispersão, tendo o maior período de aclimação correspondido a uma menor distância de dispersão (Ryckman et al. 2010). Estes dados sugerem que um maior tempo de condicionamento pode ser benéfico para promover filopatria e conseqüentemente para contribuir no estabelecimento da população (Ryckman et al. 2010). O período prolongado de aclimação aplicado neste estudo pode ter permitido que os animais se recuperassem do *stress* provocado pela manipulação e se habituassem ao local. O *stress* não afeta apenas a saúde do animal, mas também seu processo cognitivo e conseqüentemente sua capacidade de resposta ao meio (Teixeira et al. 2007).

Outro fator importante a ser observado no protocolo de translocação e que pode anular o efeito da aclimação é a forma como os animais são libertados do cativeiro. Este procedimento, se realizado de forma a provocar *stress* pode resultar em um distanciamento imediato do ponto de libertação e acentuar a taxa de mortalidade no período inicial pós-libertação (Calenge et al. 2005). Portanto, a adoção de um método em que os animais saiam espontaneamente do cercado onde estiveram em aclimação,

Dispersão

livre de agentes estressores (como gritos e pessoas dentro do cercado a direcionar os animais para a saída), também poderá ter contribuído para a baixa taxa de dispersão.

Capítulo VI

Seleção de Habitat

CAPÍTULO 6. SELEÇÃO DE HABITAT

6.1 Introdução

As paisagens modernas são em geral constituídas por um mosaico de habitats com características ambientais e ecológicas distintas. Assim, a distribuição espacial de uma espécie não é em geral homogênea, pois presume-se que um organismo seleciona os recursos que melhor suprem os seus requerimentos energéticos, portanto, recursos de alta qualidade serão selecionados em detrimento dos de baixa qualidade, dependendo do seu comportamento, morfologia e fisiologia. Como a distribuição dos recursos não é uniforme na natureza, o uso destes deve sempre ser comparado com a sua disponibilidade (Manly et al. 2002). A seleção de habitat corresponde à escolha por um organismo de um determinado habitat, frequentemente definido em função dos usos do solo em detrimento de outros (Krausman 1999). Quando a utilização de um habitat é desproporcional em relação à sua disponibilidade, considera-se que houve um uso seletivo (positivo ou negativo) deste recurso (Aarts e Mathiopoulos 2008).

Identificar quais os habitats que são selecionados e em que proporção estes são utilizados, fornece informações essenciais sobre a ecologia da espécie. Este conhecimento é fundamental especialmente em atividades de gestão, como: a restauração de habitats (Huxel e Hastings 1999), a elaboração de planos de conservação de espécies ameaçadas (Foin et al. 1998), o controle de espécies exóticas e invasoras (Ziller e Zalba 2007), a avaliação de viabilidade populacional (Boyce 1992) e a elaboração de programas de reintrodução de espécies (Falk e Olwell 1992). Sendo assim, estudos de seleção de habitat são uma prioridade para a biologia da conservação. Apesar de na literatura, os termos seleção e preferência de habitat serem frequentemente utilizados como sinónimos, neste trabalho serão utilizadas duas definições (Johnson 1980, Manly et al. 2002): seleção é o processo no qual o animal seleciona um recurso e preferência é a probabilidade de seleção de um recurso quando a disponibilidade é a mesma para todos.

Segundo Mayor et al. (2009), a escala é um fator crucial para se entender seleção de habitat. Custo e benefício entre habitats podem depender da escala (Morris 1987), porque a relevância de fatores limitantes (Rettie e Messier, 2000) como a densidade de

recursos e conspecíficos (Mayor e Schaefer 2005) dependem da escala utilizada para observação. Desta forma, a seleção de um habitat pode ser avaliada de forma hierárquica desde a área de distribuição da espécie, passando pela escala regional ou da paisagem, até à escala local, normalmente definida em função da área de ocorrência de uma população ou da área vital de um indivíduo (Morris 1987, Levin 1992, Manly et al. 2002). Ao nível local, os estudos de seleção de habitat frequentemente consideram dois tipos de análise: o macrohabitat e o micro-habitat (Morris 1987).

Atendendo às diferentes escalas de utilização do espaço, Garshelis (2000) propôs diferentes abordagens para a análise de habitat. A primeira, *use-availability design*, compara o número de registos de um animal num determinado habitat em função da disponibilidade de cada tipo de habitat, o qual é designado por diversos autores como seleção de macro-habitat ou seleção de habitat (Janes 1985, Bibby 2001, Tapia et al. 2007). A segunda, denominada *attribute design*, compara as características do habitat usado por um animal (*e.g.* número e espécies de árvores, disponibilidade de água, alimento disponível), com as características do habitat não usado ou, então, compara tais características com as de um habitat escolhido aleatoriamente e é vulgarmente designada como seleção de micro-habitat (Janes 1985, Bibby 2001, Tapia et al. 2007). A terceira, *demographic response design*, utiliza uma abordagem mais direta e compara a demografia (densidade, taxa de reprodução ou sobrevivência) de um animal em diferentes habitats. Garshelis (2000) sugere que nos dois primeiros casos há uma medida de seleção de vários habitats ou atributos de habitats que pode ser inferida como uma seleção, mesmo que aparente. Já no terceiro caso há apenas uma relação entre o habitat e os parâmetros demográficos e não uma medida de seleção de habitat.

O modelo mais aceite e difundido de seleção de habitat para uma espécie é o de seleção ótima do habitat, ou seja, dentro de uma variedade de habitats disponíveis o indivíduo seleciona aqueles que irão maximizar seus ganhos (MacArthur e Pianka 1966, Garshelis 2000), ou aqueles que favorecem sua reprodução ou sobrevivência (Garshelis 2000). Como a seleção é uma resposta comportamental ao ambiente (Hilden 1965, Hutto 1985) e estará relacionada com a forma como o animal percebe e responde às diferentes condições ambientais, diversas variáveis como a disponibilidade de recursos, risco de predação, etc. (McNamara e Houston 1987), podem fazer parte de um modelo de seleção de habitat. De acordo com a teoria ecológica, o balanço destes e outros fatores

sobre um indivíduo, grupo ou população irá resultar num padrão de preferência e seleção de habitat (Wedekin 2007).

No caso do veado, a seleção de habitat tem sido intensamente estudada nos últimos anos por pesquisadores da América do Norte e Europa (Boyce e Hayden-Wing 1979, Lyon e Ward 1982, Skovlin 1982, Lazo et al. 1994). Estudos recentes abordam a seleção do habitat a partir de parâmetros demográficos (Brook 2010), mas a grande maioria refere-se à seleção de habitat efetuado pela espécie em diversas condições ecológicas e sociais (Morris 1987). Na ilha de Rum (Escócia), por exemplo, muitos estudos abordaram o mecanismo de seleção em condições de elevada densidade populacional e diferentes épocas do ano, entre outras variáveis (Clutton-Brock et al. 1987, Conradt 2000). Noutros países europeus, onde os veados ocorrem em elevada densidade, estudos de seleção têm sido realizados para melhorar os protocolos de gestão florestal (Licoppe 2006), em função dos danos causados na agricultura e silvicultura (Szemethy et al. 1996) e para identificar fatores que influenciam na resposta funcional do veado (Godvik et al. 2009).

Apesar dos múltiplos estudos efetuados, existe ainda escassez de informação sobre a seleção do habitat do veado em algumas regiões geográficas com condições climáticas particulares, onde poderá haver diferenças significativas relativamente às populações já estudadas (Lazo et al. 1994). Este é o caso das populações de veados do sul de Portugal e Espanha, que vivem em condições climáticas típicas da região mediterrânica e, portanto, com preferências alimentares distintas do típico veado europeu (Cabalero 1985, Lazo et al. 1994).

Com o incremento das populações de veados em Portugal e devido à sua importância cinegética, começam a ser realizados estudos para identificar os fatores que podem estar relacionados com a sua expansão (Carvalho et al. 2012). Contudo, são necessários mais estudos para preencher as lacunas sobre a ecologia da espécie na região. A estimativa dos recursos utilizados requer um conhecimento de como a disponibilidade dos mesmos afeta o padrão de atividade do animal ao longo do ano (Beier e McCullough 1990). Assim, o principal objetivo deste capítulo é examinar o uso do habitat por uma população de fêmeas de veado repovoadas num ambiente mediterrânico e monitorizadas por um longo período de tempo. A partir daí, pretende-se avaliar se houve seleção de habitat na área em estudo, e em caso afirmativo: determinar os habitats selecionados e

evitados, estimar se houve variação interanual e sazonal entre os habitats utilizados e a sua disponibilidade, e identificar os fatores que condicionaram a seleção do habitat.

6.2 Metodologia

6.2.1 Desenho do estudo

O estudo baseou-se no seguimento por telemetria de 11 fêmeas repovoadas na região de Barranco, utilizando as metodologias gerais descritas no Capítulo 4. A análise do habitat foi efetuada através da comparação entre as proporções de habitat utilizado e disponível (Garshelis 2000) durante o período de Dezembro de 2006 a Agosto de 2009. Os dados obtidos por telemetria forneceram informações sobre o uso do espaço e habitat e permitiram o delineamento da área total usada pela população de cervas (MPC100%), e a estimativa das áreas vitais (95%) e nucleares (50%) dos indivíduos e do conjunto da população pelo método Kernel (Worton 1989) utilizando-se a Extensão Animate do Qgis 1.8 (ver detalhes metodológicos no Capítulo 4). Utilizou-se como método de alisamento o *Least Square Cross Validation* (LSCV). Para assegurar que as áreas estimadas representassem a seleção ativa de habitats utilizados para forrageamento foram utilizadas as localizações obtidas nos horários de atividade dos animais (Pita et al. 2010), i.e., ao princípio da manhã e final da tarde (Catt e Staines 1987, Carranza 1991).

A seleção de habitat foi investigada em várias escalas comparando o uso com a disponibilidade de recursos (Johnson 1980, Aebischer et al. 1993). As comparações foram efetuadas considerando os desenhos amostrais I, II e III propostos por Thomas e Taylor (1993), os quais diferem com respeito à escala em que o uso e a disponibilidade de recursos são medidos: (I) uso e disponibilidade medidos à escala populacional; (II) seleção de segunda ordem foi estimada pela comparação dos habitats das áreas vitais individuais com os disponíveis na área de estudo, ou seja, o uso é medido à escala individual e disponibilidade medida à escala populacional; e (III) uso e disponibilidade medidos à escala do indivíduo.

6.2.6 Análise de dados

Desenho I

Foi utilizado o método de Neu et al. (1974) para a comparação do uso e disponibilidade de habitat à escala populacional (Desenho I de Thomas e Taylor 1993). Este método é baseado no teste de qui-quadrado, através do qual é testada a hipótese nula de que determinada categoria de habitat foi utilizada na mesma proporção que sua disponibilidade na área amostrada (Byers et al. 1984). Ao aceitar esta hipótese nula, entende-se que não houve preferência por determinado tipo de habitat. Se a hipótese nula for rejeitada, o uso desproporcional de um tipo de habitat em relação à sua disponibilidade indica que pode haver seleção de habitat pela espécie. Assim, o animal passa mais tempo em determinado tipo de habitat do que o esperado ao acaso (Bjørge 2002). Em caso de rejeição da hipótese nula, utilizou-se o intervalo de confiança de Bonferroni para se identificar quais habitats foram selecionados ou evitados (Neu et al. 1974, Byers et al. 1984, Cherry 1996).

A análise de seleção de recurso baseia-se na seguinte fórmula (Manly 2002):

$$w_i^* = o_i/\pi_i$$

onde w_i^* é a proporção da população de unidades de recursos disponíveis da categoria i

que são usados; o_i é a proporção da amostra de unidades de recurso usadas que estão na categoria i e π_i é a proporção de unidades de recursos disponíveis que estão na categoria i .

A seleção de recurso também é apresentada através da razão de seleção padronizada, de modo que todos os tipos de recurso somem 1:

$$B_i = w_i / (\sum w_i)$$

onde, B_i = índice de seleção padronizado para o recurso i ; w_i = índice de seleção para o recurso i .

Razões de seleção padronizados iguais a: (1/número de recursos) indicam não preferência. Valores abaixo desse indicam que os recursos são evitados e os valores acima indicam preferência relativa.

A análise do Desenho I foi realizada em três escalas:

- Considerando-se a área de estudo estimada pelo MPC 100% e as localizações obtidas durante três anos;
- Considerando-se a área vital da população durante os 3 anos, estimada pelo Kernel 95%, e as localizações obtidas durante três anos;
- Considerando-se a área vital anual da população, estimada pelo kernel 95%, e as localizações obtidas no respectivo ano.

Desenho II e III

A análise de seleção de habitat foi ainda realizada à escala do indivíduo (Desenhos II e III de Thomas e Taylor 1993) utilizando-se a análise composicional e levando em conta a randomização como recomendado por Aebischer et al. (1993). Esta é uma técnica não paramétrica que permite determinar se a intensidade de utilização de cada habitat se desvia significativamente de uma utilização aleatória do habitat disponível (Aebischer et al. 1993), efetuando para este fim a comparação do uso de cada classe de habitat com uma classe de referência arbitrária 'k' por razão de log-transformado das proporções de habitat para cada animal (Aitchison 1986). Ao considerar os indivíduos como unidade experimental, esta análise evita a autocorrelação e problemas com pseudo-replicação que são frequentes quando se utilizam localizações provenientes de radiotelemetria como unidade de amostra (Aebischer et al. 1993), permitindo inferir a nível populacional o uso de habitat para cada espécie (Millsbaugh et al. 2006, Sawyer et al. 2007, Pita et al. 2011). As transformações logarítmicas efetuadas pelo método requerem

que todos os habitats estejam disponíveis e sejam utilizados por cada animal, pelo que habitats com zero localizações foram excluídos das análises. Valores iguais a zero na matriz de uso de habitat foram substituídos por 0,01 e no teste de significância foram realizadas 100 permutações. Este método fornece ainda cálculos de intervalos de confiança de Bonferroni (Byers et al. 1984). Foi utilizado o programa Biotas 2.0 e a extensão *Habitat use* para realizar a análise composicional. As análises foram efetuadas considerando as seguintes escalas:

- Comparação, para cada indivíduo, da proporção (*log ratio*) entre o uso observado e esperado de habitats utilizados dentro da área vital da população, definida pela linha de contorno de 95% UD (unidade de distribuição– *h*-LSCV das localizações - Desenho II;
- Comparação, para cada indivíduo, da proporção (*log ratio*) entre o uso observado e esperado de habitats utilizados dentro da sua área vital, definida por 95% UD - *h*-LSCV - Desenho III (Calenge 2011);
- Comparação, para cada indivíduo, da proporção (*log ratio*) entre o uso observado e esperado de habitats utilizada dentro da sua área sazonal do ano de 2007 e 2008, definida por 95% UD - *h*-LSCV - Desenho III.

As análises do desenho III, com exceção da sazonal, foram efetuadas para cada um dos anos do estudo (2007, 2008 e 2009) de forma a estimar variações interanuais individuais desde o momento do repovoamento. O resultado da análise será expresso como: seleção positiva (proporção de uso maior que o esperado), seleção negativa (proporção de uso menor que o esperado) e sem seleção (proporção de uso igual ao esperado).

Através da ANOVA (um critério), estimou-se a diferença entre as proporções utilizadas das classes de habitat para cada ano de estudo. O nível de significância em todos os testes foi de 0,05.

6.3 Resultados

6.3.1 Desenho I

O uso do espaço pela população de cervas dentro da área de estudo (MPC 100%) e da área vital (95%) da população não foi aleatório. Na seleção de 1ª ordem os habitats não foram utilizados proporcionalmente à sua disponibilidade durante os três anos (Tabela 6.1, Figura 6.1), havendo uma diferença significativa entre o uso observado e o uso esperado ($p < 0,0001$) nas duas áreas estimadas. O matagal arborizado foi o único habitat com índice de seleção acima de um, i.e., houve seleção positiva (Tabela 6.1). Embora o montado fosse o habitat dominante da área de estudo, as fêmeas delimitaram sua área vital englobando quase 60% de matagal arborizando (Tabela 6.1).

Considerando a área vital anual de 95%, o habitat selecionado positivamente todos os anos foi o matagal arborizado. Sendo também o habitat dominante nas áreas vitais dos anos de 2007, 2008 e 2009, com respectivamente 79%, 58% e 57% da área total. A pastagem foi selecionada positivamente apenas em 2009 (Figura 6.2, Apêndice K). Todos os outros habitats foram evitados nesta escala de análise (Figura 6.2, Apêndice I, J, K).

Tabela 6. 1 Índices de seleção de habitat, estimados pelo método de Neu, referentes aos três anos de estudo tendo como base a área total (MPC 100%) e a área vital (Kernel 95% = K) de um grupo de fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Habitat	Proporção de Habitat		Uso observado		Uso Esperado		Índice de Seleção (wi*)		Índice padronizado (Bi)	
	MPC	K	MPC	K	MPC	K	MPC	K	MPC	K
Montado	0,37	0,22	461	377	1296	719	0,35	0,52	0,09	0,16
Eucaliptal	0,09	0,04	104	44	328	122	0,32	0,36	0,08	0,11
Vegetação arbustiva	0,14	0,08	120	85	486	258	0,24	0,32	0,06	0,10
Matagal arborizado	0,32	0,59	2659	2531	1122	1876	2,37	1,34	0,60	0,41
Pastagem	0,08	0,07	189	158	301	220	0,63	0,71	0,16	0,22
Total	1,00	1,00	3533	3195	3533	3195	4,92	2,25	1,00	1,00

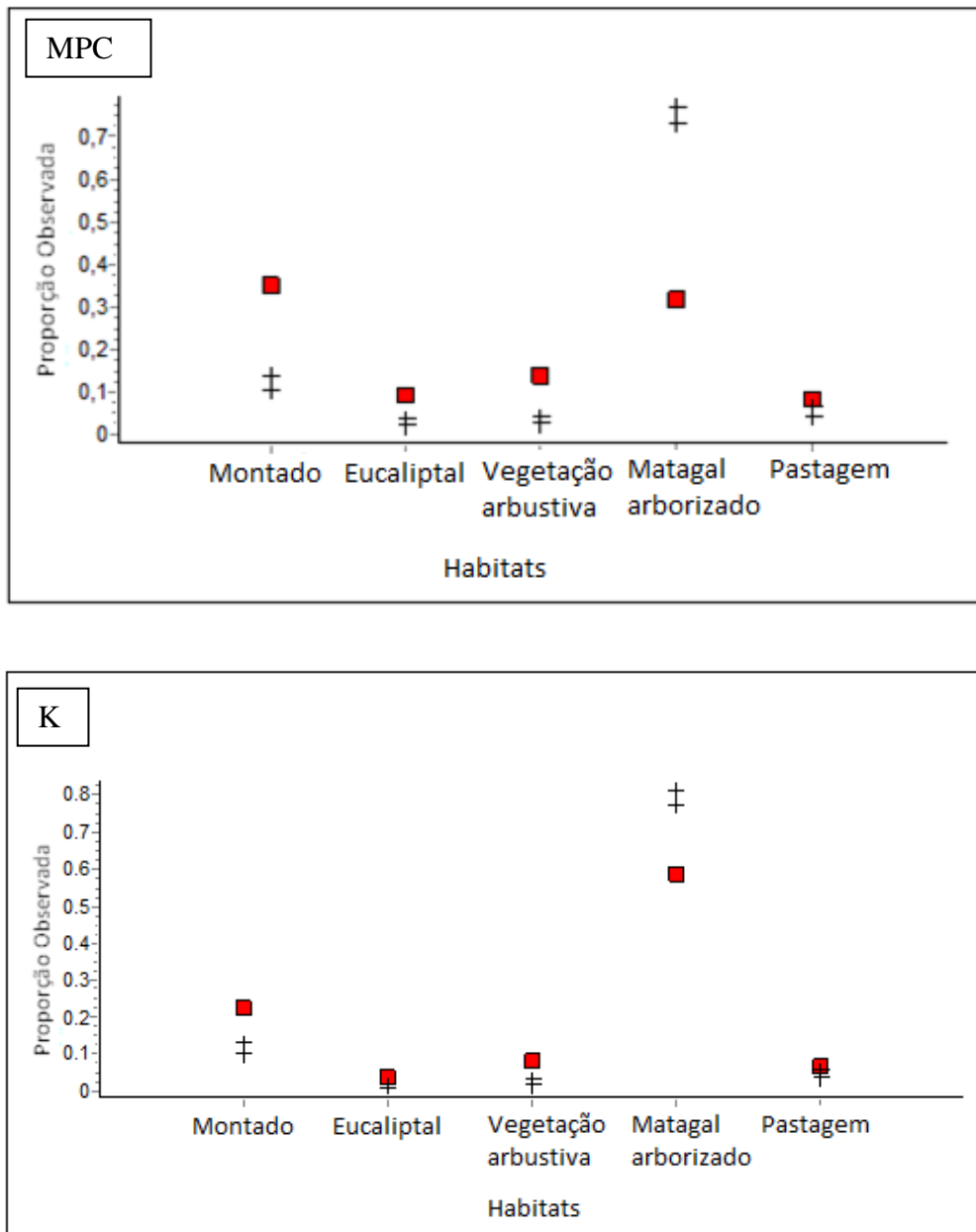


Figura 6. 1 Seleção de habitat inferida com base no uso observado e no uso esperado dos habitats na área de estudo (MPC100%) e na área vital da população (K95%) de cervas repovoadas durante um período de três anos. Quadrado negro = uso esperado; linha sólida = intervalo de confiança do uso observado.

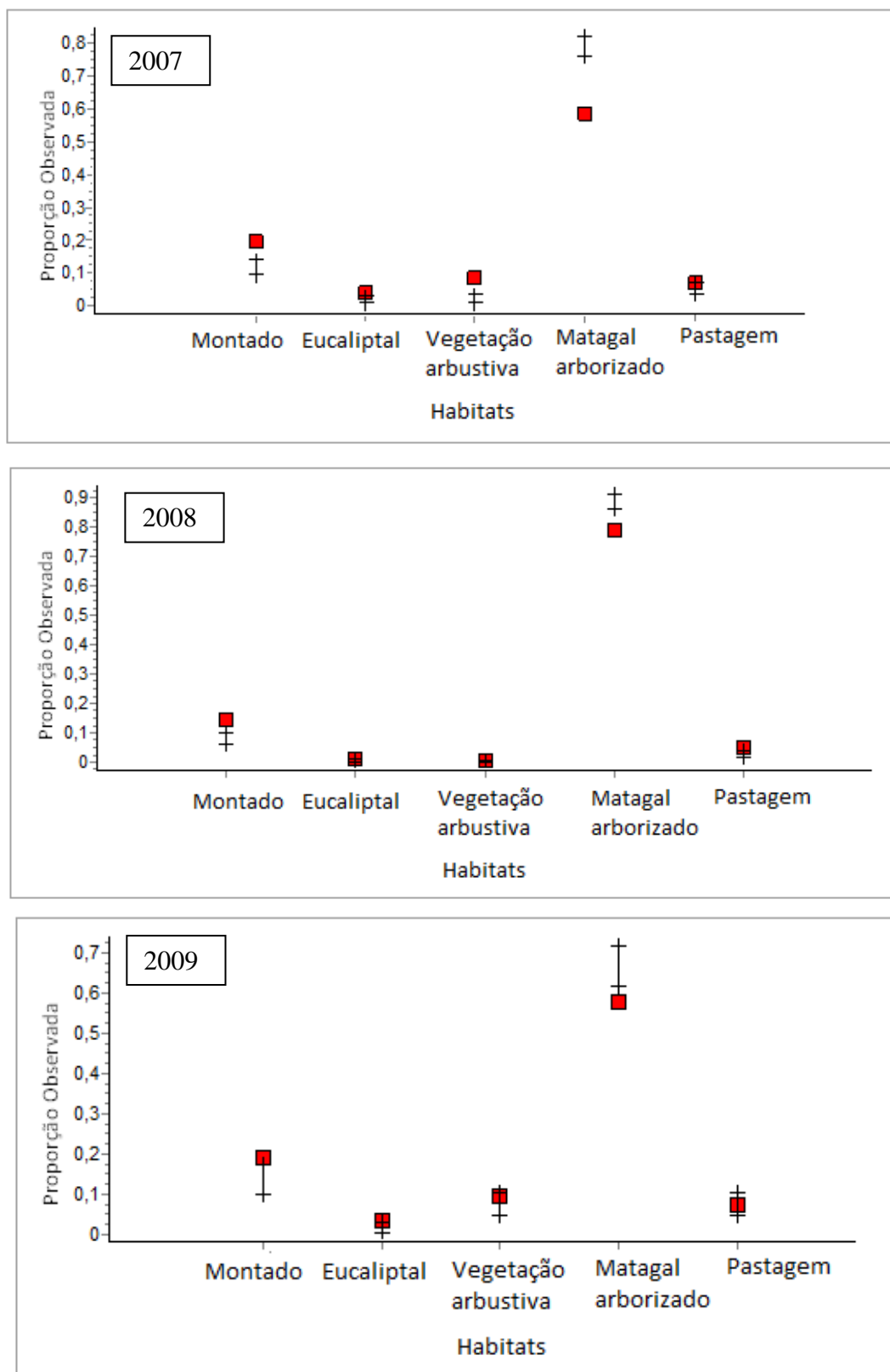


Figura 6. 2 Seleção de habitat com base no uso observado e no uso esperado dos habitats da área vital de uma população de cervas nos anos de 2007, 2008 e 2009. Quadrado negro = uso esperado e a linha sólida = intervalo de confiança do uso observado.

6.3.2 Desenho II

O matagal arborizado foi o habitat dominante nos três anos de estudo, correspondendo a 59% da área vital da população, aumentando contudo este valor quando se consideram as áreas vitais individuais ($71,8 \pm 17,8$). A análise composicional revelou uma diferença significativa entre o uso esperado e o uso observado do matagal arborizado ($p \leq 0,01$) e do montado ($p \leq 0,01$), tendo sido estes os únicos habitats com seleção positiva e negativa respectivamente (Tabela 6.2). Os outros habitats foram utilizados de acordo com a sua disponibilidade.

6.3.3 Desenho III

Variação anual

A seleção do habitat pela população de cervas não apresentou grande variação nos anos seguintes ao repovoamento (Tabela 6.3), estando sempre o matagal arborizado e o montado como os dois habitats mais utilizados respectivamente. O matagal arborizado foi o único habitat com seleção positiva em 2007 ($F = 7,9$; $p \leq 0,01$) (Apêndice L). A vegetação arbustiva ($F = 10,5$; $p \leq 0,004$) e pastagem ($F = 5,2$; $p \leq 0,05$) tiveram seleção negativa no ano de 2007. Entretanto, apesar da intensidade do uso em função da disponibilidade não ter apresentado diferença significativa no ano de 2007 para montado e eucaliptal, ficou muito próximo do nível de significância negativa ($p \geq 0,06$). Em 2008 e 2009 todos os habitats foram utilizados de acordo com a disponibilidade (Apêndice L, M, N). A vegetação arbustiva e o eucaliptal foram os habitats menos utilizados em todos os anos (Tabela 6.3 e 6.4, Apêndice L, M, N).

Tabela 6. 2 Proporção de uso de habitat observado na área vital (Kernel 95%) da população (Desenho II) para cada fêmea durante os 3 anos de estudo.

Habitat	Área vital 95 %	Proporção de Habitat Uso observado											Seleção	Média (DP)	Valor de *p
		003	033	055	063	084	094	125	133	214	244	270			
Montado	0,22	0,14	0,16	0,18	0,22	0,17	0,21	0,23	0,19	0,24	0,09	0,02	negativa	0,17 (0,07)	= 0,02
Eucaliptal	0,04	0,01	0,04	0,0	0,32	**	0,06	0,05	**	0,7	0,001	0,09	sem seleção	0,14 (0,23)	≥ 0,2
Vegetação arbustiva	0,08	0,02	0,08	0,003	0,085	0,05	0,07	0,09	0,09	0,09	0,02	0,17	sem seleção	0,07 (0,05)	≥ 0,6
Matagal arborizado	0,58	0,76	0,62	0,78	1,14	0,75	0,56	0,56	0,7	0,5	0,87	0,66	positiva	0,72 (0,18)	= 0,02
Pastagem	0,07	0,06	0,08	0,03	1,35	0,03	0,1	0,08	0,04	0,12	0,01	0,07	sem seleção	0,18 (0,39)	≥ 0,6

* Significância entre o uso observado do habitat e o habitat disponível; ** Menos de 5 localizações no habitat.

Variação Sazonal para o ano de 2007 e 2008

Analisando-se a seleção sazonal de habitats, constata-se que de forma geral o matagal arborizado e a pastagem foram os mais utilizados nos três períodos estabelecidos (Tabela 6.4). Este resultado também evidencia a importância de se utilizar várias escalas nos estudos de seleção para que as diferenças que possam existir na ocupação dos diversos habitats ao longo do ano sejam evidenciadas. Na escala anual o montado assume maior importância que a pastagem. Na análise sazonal o matagal arborizado não foi a primeira escolha em todos os períodos e a vegetação arbustiva foi o habitat menos utilizada em todos os períodos (Tabela 6.4).

-

verno

In

Não houve variação na ordem de utilização dos habitats entre os períodos de inverno nos anos de 2007 e 2008. O matagal arborizado e a vegetação arbustiva foram, respectivamente, os habitats mais e menos utilizados pela maioria das cervas (Tabela 6.4, Apêndice M). O matagal arborizado foi o único habitat utilizado por todas as cervas e a pastagem foi utilizada apenas por cervas adultas (Apêndice O). O eucaliptal foi incluído na área vital de apenas duas fêmeas e o seu uso foi negativo (Apêndice M).

- **Nascimento**

Foi o período com maior variação na ordem de utilização de habitats entre os anos de 2007 e 2008, com o montado sendo o mais utilizado em 2008 (Tabela 6.4). O matagal arborizado continuou a ser o habitat mais selecionado a nível individual, porém constatou-se que foi evitado por algumas cervas (Apêndice O). O eucaliptal foi incluído na área vital de oito e seis cervas em 2007 e 2008 respectivamente, a proporção de uso foi variada, porém, foi o único período em que este habitat fez parte da área vital da maioria das fêmeas (Apêndice O).

- **Acasalamento**

Com exceção da vegetação arbustiva, que teve seleção negativa em 2007 ($F = 6,6$; $p = 0,02$), a ocupação dos habitats durante este período não apresentou diferenças significativas ($p \geq 0,1$). Entretanto, a ordem de utilização dos habitats não foi igual (Tabela 6.4, Apêndice P) e a pastagem foi o habitat mais utilizado em 2007. O eucaliptal foi utilizado apenas por duas fêmeas e não fez parte da área vital das outras.

Tabela 6. 3 Ordem de utilização de habitat nos anos de 2007, 2008 e 2009, a partir dos resultados da análise composicional da seleção de habitat de terceira ordem para uma população de cervas repovoadas numa região mediterrânica.

Ano	Ordem de Seleção do Habitat
2007	Matagal arborizado > Montado > Eucaliptal > Pastagem > Vegetação arbustiva
2008	Matagal arborizado > Montado > Pastagem > Eucaliptal > Vegetação arbustiva
2009	Matagal arborizado > Montado > Pastagem > Vegetação arbustiva > Eucaliptal

Tabela 6. 4 Resultados da análise composicional da seleção de habitat sazonal nos anos de 2007 e 2008, para uma população de cervas repovoadas numa região mediterrânica.

Período	Ordem de Seleção do Habitat
Inverno*	2007 Matagal arborizado > Pastagem > Montado > Vegetação arbustiva
	2008 Matagal arborizado > Pastagem > Montado > Vegetação arbustiva
Nascimento	2007 Matagal arborizado > Pastagem > Eucaliptal > Montado > Vegetação arbustiva
	2008 Montado > Matagal arborizado > Pastagem > Eucaliptal > Vegetação arbustiva
Acasalamento	*2007 Pastagem > Matagal arborizado > Montado > Vegetação arbustiva
	2008 Matagal arborizado > Pastagem > Montado > Eucaliptal > Vegetação arbustiva

*Não foi considerado eucaliptal por estar contido em poucas áreas vitais

6.4 Discussão

Os resultados evidenciaram que as cervas não utilizaram sempre todos os habitats de acordo com a sua disponibilidade. A análise em diferentes escalas (Desenho I, II e III) evidenciou as preferências dos indivíduos de acordo com o período anual ou sazonal considerado. No primeiro ano pós-repovoamento houve seleção positiva do matagal arborizado, e negativa da vegetação arbustiva e pastagem. Nos anos seguintes os habitats foram utilizados de acordo com a sua disponibilidade, pois as diferenças de uso encontradas não foram significativas. Evidenciou-se que a pastagem foi sendo gradualmente mais utilizada nos dois últimos anos do estudo, vindo a ser o habitat de preferência num dos períodos de acasalamento. Numa escala mais fina o matagal arborizado teve seleção positiva apenas no inverno e a vegetação arbustiva foi o habitat mais evitado em todos os períodos.

Desvios da proporcionalidade entre o uso e disponibilidade dos habitats são interpretados como um primeiro sinal de seleção de habitat (Aarts e Mathiopoulos 1980). Rico em azinheiras e plantas lenhosas, o matagal arborizado apresenta áreas para refúgio e melhor diversidade e abundância de alimento relativamente aos outros habitats. De acordo com Zamora et al. (1976), Cabalero (1985) e Lazo et al. (1994), áreas florestais ricas em árvores do gênero *Quercus* demonstram ser o biótopo mais preferido do veado encontrado no mediterrâneo pela sua diversidade e abundância de comida. Entretanto, apesar do montado ser composto de azinho, este não foi positivamente selecionado, o que a princípio pode estar relacionado com a ausência de refúgios neste habitat e a pouca disponibilidade de recursos alimentares na maior parte do ano, em que ficam praticamente restritos a grama seca e folhas de *Cistus* spp, ambos altamente fibrosos e pouco nutritivos para o veado (Cabalero 1985). Durante o inverno poderia se esperar uma maior ocupação do montado do que a observada devido à disponibilidade dos frutos das azinheiras, que além de apreciados pelos veados são altamente energéticos (Rebelo et al. 2006). Portanto, é provável que outros fatores também tenham influenciado na ocupação deste habitat pelo veado: como a presença de gado bovino e a construção de cercados para a sua contenção a partir do verão de 2007. A seleção de habitat e o comportamento das fêmeas podem ter sofrido influência desta gestão, nomeadamente pela colocação das cercas para o rebanho que poderão ter

funcionado como barreiras, condicionando o movimento dos animais (Dubray et al. (1990).

O segundo habitat mais utilizado sazonalmente foi a pastagem, conhecido como um habitat de preferência intermédia para os veados (Blanco 1998, Carranza 2007). A dieta do veado da região mediterrânica está principalmente associada a plantas lenhosas ou herbáceas, dependendo da disponibilidade destes recursos na sua área de alcance (Rodríguez-Berrocal 1978, Venero 1984, Palacios et al. 1989, Alvarez e Ramos 1991). O matagal arborizado e a pastagem são ricos nestes recursos, sendo que o matagal arborizado tem maior disponibilidade alimentar. A razão exata porque um recurso é utilizado em detrimento de outro não é diretamente revelada pela estimativa da proporção do uso ou do não uso do recurso, mas a informação de que a seleção é positiva ou negativa em relação a um recurso é um indicativo das preferências ecológicas do animal (Petrides 1975).

Ficou evidente a movimentação sazonal entre os habitats pela alteração na proporcionalidade de uso entre os vários períodos estudados. Este movimento é uma estratégia comumente adotada pelos herbívoros em resposta às mudanças no coberto vegetal decorrentes das variações climáticas (Mysterud 1999, Ramanzin et al. 2007). O uso sazonal dos biótopos evidenciou que o matagal arborizado foi unanimemente utilizado durante o inverno e verão. Esta seletividade positiva do habitat após a libertação do cercado pode estar relacionada com o comportamento de grupo observado nesta fase (Vide capítulo 5). Houve um uso homogêneo do habitat pelas cervas, o que confirma a dispersão inicial em grupo provavelmente devido à interação entre os indivíduos durante o período de aclimação.

A escolha do habitat durante o período do acasalamento pode estar principalmente relacionada a dois fatores: escassez de alimento nos meses mais quentes do verão; e a influência dos machos sobre o comportamento das fêmeas (Stopher et al. 2011). A combinação dos dois habitats mais utilizados neste período (matagal arborizado e pastagem) supre os requerimentos por alimento e por mais espaços abertos, o que pode explicar a maior utilização da pastagem neste período. Os dois apresentam características bem diversas. O matagal arborizado possui a melhor composição botânica, relativamente a nutrientes, dentre os biótopos disponíveis, e oferece maior proteção contra a radiação solar que é intensa neste período na região em estudo; a pastagem por outro lado possui mais áreas abertas que são utilizadas durante o

acasalamento (Carranza et al. 1995). Além disso, pode ter contribuído para o mecanismo de seleção no matagal arborizado, a inclusão de três comedouros neste habitat que eram abastecidos com alimentação suplementar (Vide capítulo 5).

No início deste período, os machos adultos foram constantemente visualizados, e desde final de Julho os sons característicos da brama já eram audíveis (Obs. pessoal). De acordo com os padrões descritos para cervídeos (Clutton-Brock et al. 1987, Main e Coblenz 1990), é comum haver segregação sexual em habitats durante o acasalamento. Isto foi observado para veados em Espanha e Escócia (Clutton-Brock e Albon 1989, Lazo et al. 1994). Pela distribuição observada dos machos e fêmeas desde o início de Agosto, esta segregação não parece ter ocorrido no ano de 2007 (as limitações de observações em 2008 e 2009 não permitiram traçar um padrão de comportamento nestes anos). Uma possível explicação é a utilização, pelos machos, da estratégia de formação de haréns e territórios, o que restringiria a movimentação das cervas para outros biótopos (Carranza et al. 1990). A delimitação de território está relacionada com uma maior disponibilidade de nutrientes para as fêmeas na área defendida, o que aumentaria as hipóteses de sucesso reprodutivo (Lazo et al. 1994). Diferentemente do observado em latitudes mais setentrionais em que as herbáceas alcançam seu pico no verão (Mitchell et al. 1977), no mediterrâneo as lenhosas constituem o recurso alimentar predominante (Rodriguez-Berrocal et al. 1987) e as herbáceas começam a brotar no outono.

O período de maior disponibilidade das herbáceas não correspondeu a uma maior utilização da pastagem, sendo este habitat utilizado por poucas fêmeas. Como este período ainda corresponde ao nascimento das crias, as fêmeas provavelmente procuraram um local com maior opção de refúgio, como o matagal arborizado e eucaliptal (Bugalho 2010). Outra explicação plausível é a maior proximidade com o homem na área da pastagem devido à atividade agropecuária existente. Outro motivo para a pouca seletividade do habitat pode ter sido o fato da área vital ter sido estimada com as localizações dos meses de Abril a Julho, o que pode ter dissimulado a proporção de uso deste habitat durante o mês de Abril, altura em que a disponibilidade e qualidade das herbáceas é particularmente elevada.

Durante o verão no sudoeste da Europa, já foi reportado que os eucaliptos são possivelmente mais nutritivos para o veado do que as grama e as folhas secas (Rodriguez-Berrocal et al. 1987), o que foi corroborado pela intensificação do uso seletivo de uma área de eucaliptos no sudoeste de Espanha durante esta estação (Lazo et

al. 1994). Este comportamento não foi observado neste estudo, tendo os resultados indicado que o uso do eucaliptal ficou restrito à época de nascimento. A presença das cervas no eucaliptal neste período pode estar relacionada com o parto. Segundo Bugalho (2010) é comum o veado procurar estes habitats, pela tranquilidade e refúgio que oferecem, quando estes se encontram próximos a fontes de alimento.

Os resultados do uso sazonal parecem indicar um consumo de folhas e frutos ao longo do ano, e um maior consumo de gramíneas entre os meses de Outubro a Abril. Em ecossistemas mediterrânicos com características similares aos encontrados nesta área de estudo, os veados utilizaram alta proporção de gramíneas durante a primavera e inverno, e folhas e frutos no verão e outono (Rodriguez-Barrocal 1978, Carranza 1991).

A conhecida plasticidade alimentar da espécie (Garin et al. 2001) pode ter permitido as variações observadas no uso do habitat. Entre outros fatores, o comportamento varia de acordo com a disponibilidade alimentar e a densidade populacional (Bugalho e Milne 2003). Neste estudo, dada a baixa densidade populacional, este fator não parece ter influenciado significativamente os resultados de seleção. Os padrões observados parecem ter sido principalmente influenciados pela disponibilidade alimentar, barreiras artificiais e comportamento reprodutivo dos machos.

Numa análise geral, a área de estudo apresenta um mosaico de biótopos que supriu os requerimentos dos veados a nível alimentar, reprodutivo e de locais de refúgio. A vegetação propiciou cobertura aos animais a relativa curta distância dos caminhos, permitindo aos animais permanecerem escondidos sem terem que caminhar muito e, portanto, evitando perda energética. A maior utilização do matagal arborizado evidencia a importância deste habitat para os veados da região mediterrânica. Entretanto, a intensidade de uso do montado pode ter sido condicionada pelas práticas de gestão do gado na região em estudo. Desta forma, a atividade pecuária deve ser considerada na escolha do local de repovoamento.

Capítulo VII

Biología Reproductiva

CAPÍTULO 7. BIOLOGIA REPRODUTIVA

7.1 Introdução

Uma questão central na história de vida de muitas espécies é como o indivíduo equilibra o investimento reprodutivo contra sua própria chance de sobreviver e reproduzir no futuro (Roff 1992, Stearns 1992), ou seja, qual o custo da reprodução (Clutton-Brock et al. 1989, Festa-Bianchet et al. 1998). Com base na maior variabilidade encontrada nos resultados reprodutivos e na sobrevivência dos juvenis, considera-se que espécies com maior longevidade desenvolveram estratégias de alocar energia para maximizar o sucesso reprodutivo ao longo da vida através da sobrevivência do adulto (Drent and Daan 1980, Gaillard et al. 2000, Gaillard and Yoccoz 2003, Hadley et al. 2007, Morano et al. 2013), como por exemplo, variando a idade reprodutiva e o intervalo entre períodos reprodutivos dentro de uma população quando as condições ambientais são desfavoráveis (Clutton-Brock 1982, Festa-Bianchet e Jorgenson 1998, Stewart et al. 2005 e Bardsen et al. 2008). Este padrão é particularmente evidente em espécies que habitam ambientes estocáticos, como os cervídeos, que podem adotar locais de reprodução em função do risco envolvido variando o investimento na reprodução de ano para ano em função do aumento da sobrevivência do indivíduo (Festa-Bianchet and Jorgenson 1998, Bardsen et al. 2008), permitindo ao animal armazenar energia para reproduzir em condições mais favoráveis (Stearns 1992, Bardsen et al. 2011). Contudo, o equilíbrio entre estes dois parâmetros depende das condições ambientais que os afetam (Sæther 1997, Forchhammer et al. 2001, Gaillard and Yoccoz 2003, Bårdset al. 2008).

Numa translocação, a reprodução é um fator particularmente importante a ser considerado, uma vez que a elevada taxa de natalidade e de sobrevivência dos filhotes são indicadores de sucesso reprodutivo e aumentam a probabilidade de restabelecimento da população. A maioria dos cervídeos do hemisfério norte mostra um padrão reprodutivo sazonal, com pico de nascimentos ocorrendo na primavera-verão (Putman 1988, Eisenberg e Redford 1999, Lacerda 2008). No norte da Europa este período corresponde a maior disponibilidade de recursos devido ao crescimento da vegetação após o inverno, enquanto que no sul corresponde a um período de elevada temperatura e baixa disponibilidade de alimentos.

Em ecossistemas mediterrâneos, a época de acasalamento do veado tem sido observada nos meses de Setembro a Novembro, após um verão caracterizado por alta temperatura e escassez de alimento (Sanchez-Prieto 2004). Diferentemente do veado do norte da Europa que possui alimento em abundância durante o acasalamento, no sul a distribuição espacial das fêmeas neste período depende prioritariamente da disponibilidade de alimento nos territórios defendidos pelos machos, uma vez que o seu sucesso reprodutivo está limitado pela disponibilidade deste recurso (Fonseca 1998). Portanto, a estratégia de acasalamento dos machos desta região pode diferir do sistema de acasalamento por harém comumente descrito para o norte (Clutton-Brock et al. 1982). Em Espanha, têm sido descritas ambas as estratégias, dependendo das condições ambientais vigentes (Carranza et al. 1996). O comportamento de defesa de território durante o acasalamento também foi observado para o veado em Portugal (Fonseca 1998).

Vários aspectos podem influenciar o comportamento das fêmeas durante este período, um deles é a preferência por acasalar com machos mais competitivos (Sanchez-Prieto 2004). Enquanto o sucesso reprodutivo para os machos está relacionado com as suas condições físicas e a capacidade de vencer outros machos para acasalar, nas fêmeas está relacionado com a sobrevivência da cria (Alves et al. 2013), daí a escolha por machos mais vigorosos que pela seleção natural gerariam filhotes mais fortes.

Variações na idade, condições físicas e o esforço reprodutivo da época anterior podem influenciar na fertilidade (frequência de partos) nas populações de cervídeos (Clutton-Brock et al. 1983, Gerhart Russell et al. 1997, Stewart et al. 2005, Moyes et al. 2011), ocorrendo uma maior taxa de gravidez durante os primeiros anos de maturidade (Nussey et al. 2009). Por outro lado, as variações ambientais influenciam na disponibilidade dos recursos, o que afeta diretamente na manutenção de boa condição física e na energia disponível para investir na reprodução e manutenção da cria (Coulson et al. 2001, Morana et al. 2013). Durante o período de nascimento há um aumento na necessidade de recursos energéticos associados com a lactação e recuperação da gravidez (Clutton-Brock et al. 1989, Barboza et al. 2009, Brook 2010).

Outro aspecto a ser considerado quando se realiza uma translocação é a necessidade de maior proteção da cria nos primeiros dias após o nascimento. A escolha do local do parto terá consequências diretas sobre o desempenho da mãe e sobrevivência do neonato (Brook 2010, Barbknecht et al. 2011). De acordo com Conard (2012), a sobrevivência

dos filhotes tem maior influência na taxa de mudança na população que a sobrevivência dos adultos. Movimentos são limitados logo após o parto, portanto o local deve ser protegido para minimizar risco de predação e ter alimento suficiente para suprir as necessidades energéticas da fêmea (Brook 2010). As características do local variam entre os requerimentos de cada espécie e estão principalmente relacionadas com o tempo que permanecem próximas do/ou no local do parto (Barbknetch et al. 2011). O alce (*Alces alces*), por exemplo, permanece de dias até três semanas no local do parto, enquanto o gnu (*Connochaetes taurinus*) tem crias bastante móveis prontas a se deslocar uma a três horas após o nascimento (Estes 2008), comportamento este diretamente relacionado à sobrevivência do filhote.

No caso do veado europeu, a fêmea permanece no local do parto apenas por algumas horas ou no máximo um dia, após o que tem por hábito deixar a cria para forragear, retornando em intervalos de horas para amamentá-la (Reardon 2005, Brooks 2010). Considera-se que esta espécie esconde a cria porque esta permanece deitada na vegetação enquanto a mãe forrageia (Brooks 2010). Estudos recentes diferenciam a seleção do local do parto da seleção do local de deitar: a fêmea seleciona o macrohabitat e a cria o seu local de permanência enquanto a progenitora estiver ausente. Segundo Barbknetch (2011), o local do parto parece ser selecionado principalmente pela sua cobertura vegetal, tanto na escala de macro quanto de microhabitat. No momento seguinte a fêmea seleciona o macrohabitat também em função da disponibilidade de alimento e aspectos geográficos, e o neonato o microhabitat onde permanecerá em repouso por cerca de 10 dias.

Um fator importante também a ser observado nos primeiros anos pós-translocação é a razão sexual. A variação na concepção de machos e fêmeas é um ponto-chave na teoria evolucionária e na história de vida do animal, e pode ocorrer maior variação na razão sexual e na taxa de fecundação após uma translocação (Clutton-Brock e Iason 1986, Sheldon e West 2004, Cameron e Linklater 2007). Teoricamente os pais poderão melhorar sua performance ajustando a razão sexual dos neonatos (Kojola e Helle 1994). A relação entre as condições físicas da fêmea e a razão sexual dos filhotes é bem documentada a nível individual (Clutton-Brock e Iason 1986, Skogland 1986, Cameron et al. 1999, Mysterud et al. 2005), sendo plausível admitir que todos os fatores externos que afetam as condições físicas podem afetar a razão sexual a uma escala populacional (Kruuk et al. 1999). Portanto, devem ser levados em consideração durante o

planeamento de uma translocação os fatores que podem afetar a razão sexual da espécie. Fisher (1930) teorizou que igual investimento na criação de filhotes de ambos os sexos resulta em um razão sexual balanceada a nível populacional. De acordo com Trivers e Willard (1973), em espécies sexualmente dimórficas, o investimento maternal pode determinar o padrão de desvio da razão sexual de acordo com três fatores: qualidade da cria diretamente correlacionada com a qualidade da mãe; diferenças na qualidade da cria afetará a formação dos adultos, e por último, o sucesso reprodutivo das crias do sexo masculino pode ser aumentado quanto maior for o investimento maternal, resultando em machos mais competitivos para acasalar.

Em Portugal, são escassos os trabalhos sobre a reprodução do veado e o padrão comportamental das fêmeas durante o nascimento das crias. É de se esperar diferenças do padrão reprodutivo desta espécie com as encontradas no norte europeu uma vez que as condições ambientais nestas regiões durante este período são completamente diferentes.

Em face do exposto acima, foram traçadas algumas predições que se esperou confirmar neste estudo:

- O nascimento deverá concentrar-se no mês de Maio nos anos seguintes à translocação uma vez que na área de estudo a temperatura no mês de Junho já está elevada e há um acentuado decréscimo na disponibilidade de alimento.
- As parturientes deverão selecionar o local do parto próximo do local de libertação, sob o matagal arborizado em áreas com o coberto mais denso distante de perturbação antrópica. Esta hipótese baseia-se no estudo da dispersão destas fêmeas descrita no capítulo sobre determinação da área vital e dispersão espacial desta dissertação.
- Seguindo o princípio de que as fêmeas adultas apresentam maior dispersão e se afastam mais da cria para forragear (Barbknecht et al. 2011), será de esperar que as fêmeas subadultas selecionem uma menor área vital no período do primeiro parto do que as fêmeas adultas que tiveram crias em anos anteriores.

Desta forma, neste capítulo serão considerados três aspectos da biologia reprodutiva do grupo de cervas translocadas: fertilidade, sexo e fenologia de nascimento do filhote. Estes aspectos serão relacionados ao estado reprodutivo da mãe no ano anterior, idade

(adulta ou subadulta) e a área selecionada por cada fêmea com rádio-emissor durante o período do parto nos anos de 2007, 2008 e 2009. Este estudo visa caracterizar o padrão reprodutivo das cervas nos anos seguintes a translocação e discutir a influência de fatores externos que podem estar relacionados ao padrão reprodutivo observado.

7.2 Metodologia

7.2.1 Fertilidade, Nascimento e Sexo das crias

O estudo descrito neste capítulo baseou-se na observação das fêmeas translocadas em 2007, através dos procedimentos gerais descritos no Capítulo 4. Todas as fêmeas que tiveram crias em 2007 foram classificadas como adultas e as que apenas pariram em 2008 como subadultas no momento do repovoamento. Estas últimas apresentavam a anatomia externa de uma fêmea ainda imatura, como o dorso liso e menor estatura.

As observações relativas à reprodução da população translocada foram intensificadas entre Maio e Junho, correspondendo aos meses de nascimento das crias de veado na região mediterrânica do sul da Ibéria (Sanchez-Prietto et al. 2004). Desta forma, procurou-se estimar com mais precisão a data de nascimento das crias. Foram considerados três aspectos:

- O estado físico da fêmea prenhe (dilatação do ventre, arqueamento da linha dorsal);
- A presença e distribuição das características manchas brancas das crias;
- Nas fêmeas portadoras de rádio-emissores, estimou-se o período provável do parto através das observações visuais das fêmeas grávidas associado com a análise das localizações nos meses de Maio e Junho. Quando se evidenciou redução no movimento e concentração de localizações em determinado local, inferiu-se o período de nascimento da cria. A maternidade apenas foi confirmada quando a fêmea era visualizada juntamente com a cria e a estimativa da idade era verificada através da observação das manchas características da cria. Nas fêmeas sem rádio emissores inferiu-se o período do parto apenas pelas características da pelagem da cria.

- A diferenciação dos sexos apenas era possível com a observação do surgimento do broto das hastes nos cervatos 8 a 12 meses após o nascimento.

7.2.2 Área vital no período do nascimento

Procurou-se estabelecer a área vital durante o período mais provável de nascimento das crias para todas as fêmeas grávidas utilizando-se todas as localizações diárias tiradas por telemetria. O intervalo de dias mais provável para o parto foi estimado a partir da concentração de localizações numa mesma área; quando a distância das localizações até o centróide desta área não excedia 1 km considerou-se que houve redução de movimentos da fêmea (Fancy et al. 1989, Vore and Schmidt 2001). De acordo com Brook (2010) a taxa de movimento diário durante a data do parto é grandemente reduzida para < 1 km. O período médio para estimativa desta área foi de 8 dias (período de nascimento = ± 10 dias de acordo com Paquet e Brook (2004). Este estudo inclui os dois tipos de seleção (macro e micro-habitat) em um único período, mesmo porque a seleção feita pelo neonato será em função da escolha do macrohabitat pela progenitora.

A área vital foi estimada através do Método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) a 100%. A escolha do MPC deve-se por este mostrar os pontos mais distantes do percurso efetuado pelo animal durante este período e por permitir a comparação dos dados com outros estudos efetuados (Borkowisk e Pudelko 2007, Brook 2010). Este método é especialmente indicado quando o tamanho das amostras são similares e a frequência de amostragem é consistente, como é o caso da amostra deste estudo (Brook 2010). As análises foram efetuadas através da extensão Home range do Programa QGis 1.8.

A caracterização dos habitats (ver detalhes no Capítulo 4) existentes dentro desta área foi realizada a partir da sobreposição da área estimada do parto na área de estudo, através da função recortar do programa Qgis a área estimada passou a conter a caracterização dos habitats previamente definidos na área de estudo. Posteriormente foi estimada a proporção de habitat de cada área estimada para estudo de seleção de habitat.

7.3 Resultados

7.3.1 Fertilidade, Nascimento e Sexo

Durante os três anos de estudo foram realizadas 482 visualizações das fêmeas marcadas com rádio-transmissor e 98 visualizações de fêmeas não marcadas em que a identificação foi positiva. Como a translocação dos animais ocorreu entre os meses de Julho e Setembro, isso significa que em 2006 as fêmeas tiveram as crias na sua região de origem antes de serem translocadas.

Em 2007, dez fêmeas deram à luz. Duas cervas foram visualizadas em estado avançado da gravidez no início e final de Junho, apresentando o ventre muito dilatado e o dorso arqueado, estando nestas ocasiões afastadas das outras fêmeas. O período de nascimento teve início no final da primeira quinzena de Maio e estendeu-se até final de Junho/início de Julho (Tabela 7.1). Na primeira quinzena de Agosto todas as fêmeas já podiam ser visualizadas com as crias.

Em 2008 todas as fêmeas tiveram crias, mas o padrão de nascimentos não se manteve igual a 2007, uma vez que a maior parte dos nascimentos ocorreu no mês de Maio. Nove de treze fêmeas tiveram crias na segunda quinzena de Maio (Tabela 7.1).

Em 2009 é provável que todas as cervas tenham tido cria. Não foi possível estimar a data aproximada de nascimento devido à dificuldade de visualização, uma vez que a localização pelo rádio emissor foi se tornando mais difícil e aumentou a dificuldade de efetuar contato visual com as cervas.

No total, foram registrados os nascimentos de 35 filhotes entre os anos de 2007 e 2009, não tendo sido observadas diferença no período do parto entre 9 fêmeas adultas e 4 subadultas (Tabela 7.1, Apêndice R). As crias fêmeas permaneceram com a mãe até a época de acasalamento do ano seguinte, sendo muito comum a visualização da mãe com a cria nova e a do ano anterior (Figura 7.1). A partir daí a cria mais velha começa a dispersar e pôde ser vista afastada da progenitora. Das crias nascidas durante os três anos de observação foi possível confirmar o sexo de vinte, sendo cinco machos e quinze fêmeas, o que equivale à razão sexual de 1:3 (Tabela 7.1).

Tabela 7. 1 Resultados da análise composicional da seleção de habitat sazonal nos anos de 2007 e 2008, para uma população de cervas repovoadas numa região mediterrânica.

Ano	Nº Crias	Razão Sexual	Período ~ do parto
2007	10	1:4	20/5 a 30/6
2008	15	**1:2,33	14/5 a 12/6
2009	*10	ne	ne
Total	35	***1:3	

* 5 fêmeas não foram visualizadas; **Relativo a 10 crias; ***Relativo a 20 crias; ne = não estimada



Figura 7. 1 Fêmeas A033 e A01 com as crias de 2007 e 2008. (Fotos tiradas em 1/10/08 às 19:35 e 02/10/08 às 19:08, arquivo pessoal).

7.3.2 Área vital no período do nascimento

Foi possível estimar a área vital de 4 e 8 cervas parturientes em 2007 e 2008 respectivamente através do MPC 100% (Tabela 7.2). Em 2007 obteve-se uma média de 9,2 ha \pm 10,8 (6,2 -19,6). No ano de 2008 a área vital estimada para o período mais provável de ocorrência do parto em 8 cervas com emissores foi 17,16 ha \pm 7,87, (8,6 - 28,6). Para cálculo da área vital das cervas parturientes foram utilizadas 72 localizações obtidas por telemetria.

As cervas parturientes tinham dentro da área de estudo (Figura 3.3) dois grandes habitats, o montado de azinho e o matagal arborizado. Na área estava também representado o eucaliptal, a pastagem e a vegetação arbustiva. Analisando todas as áreas vitais estimadas neste período, foi constatado que 59,3% do percentual de ocupação das cervas parturientes foram no matagal arborizado, 23,9% no eucaliptal, 12,7% em áreas de vegetação arbustiva e 4,73% no montado de azinho (Tabela 7.2). Três cervas tiveram as suas crias exclusivamente no matagal arborizado, uma cerva no eucaliptal e as restantes numa área que incluía maioritariamente matos, azinhal e bosque em associação com os outros habitats. Todos os partos foram próximos a um curso de água. O número de localizações de cada fêmea neste período não permitiu determinar a razão de seleção à escala local.

Tabela 7. 2 Área do período provável do nascimento e proporção de habitat de cada área nos anos de 2007 e 2008 de 8 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Habitat	Proporção de habitat				Proporção de habitat							
	Área de nascimento (2007)				Área de nascimento (2008)							
	084	094	214	244	033	055	084	094	125	214	244	270
Matagal Arborizado	1	0,31	0,67	0,914	0,5	1	1			0,34	0,53	0,9
Montado				0,086								0,47
Eucaliptal		0,46			0,375			0,61	1	0,11		
Vegetação Arbustiva		0,23	0,33		0,125			0,39		0,55		0,1
Total	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Area (ha)	19,6	13	6,2	35	8,6	27,1	13	28,6	23	14,3	15	10

Das cervas em que foi possível estimar a área vital, duas afastaram-se em direção nordeste em 2007 e retornaram à mesma área em 2008 juntamente com outras duas fêmeas (Figura 7.2). As demais cervas permaneceram próximas ao local onde foram libertadas. A sobreposição das áreas vitais observadas em 2007 indica que houve escolha da mesma área por diferentes cervas parturientes (A84 com A244 e A94 com A214) (Figura 7.2). Percebe-se uma maior sobreposição das áreas vitais entre os anos de

2007 e 2008 a nordeste do ponto de libertação (Figura 7.3). Não foi observada diferença na área vital entre fêmeas subadultas e adultas.

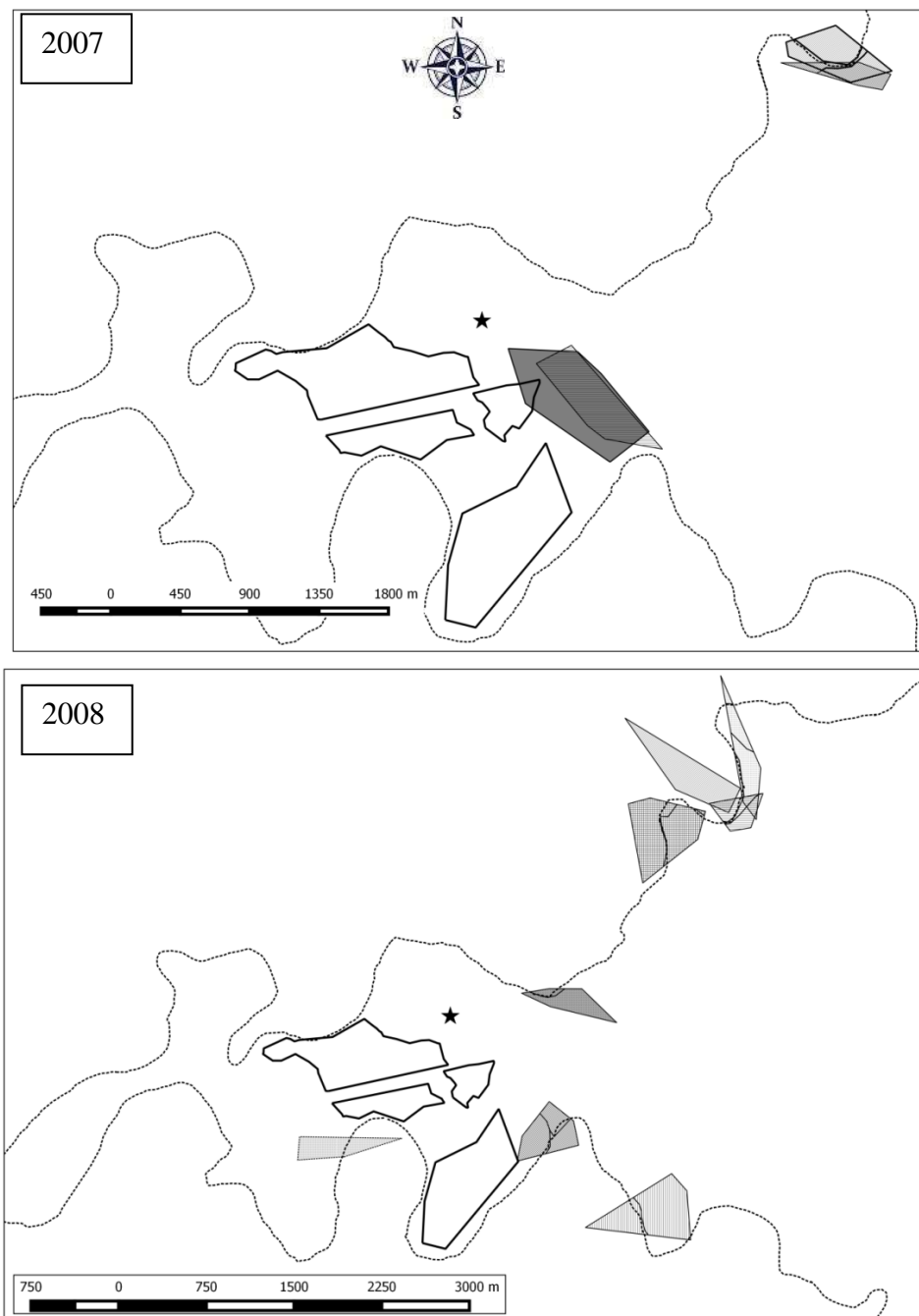


Figura 7. 2 Distribuição espacial das áreas vitais estimadas durante o período estimado do parto nos anos de 2007 (n=4) e 2008 (n=8), de um grupo de fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas. Os polígonos sombreados correspondem às áreas vitais individuais e polígonos sem preenchimento a cercados para o gado. A estrela representa o ponto de libertação dos animais após a translocação e a linha pontilhada os cursos de água.

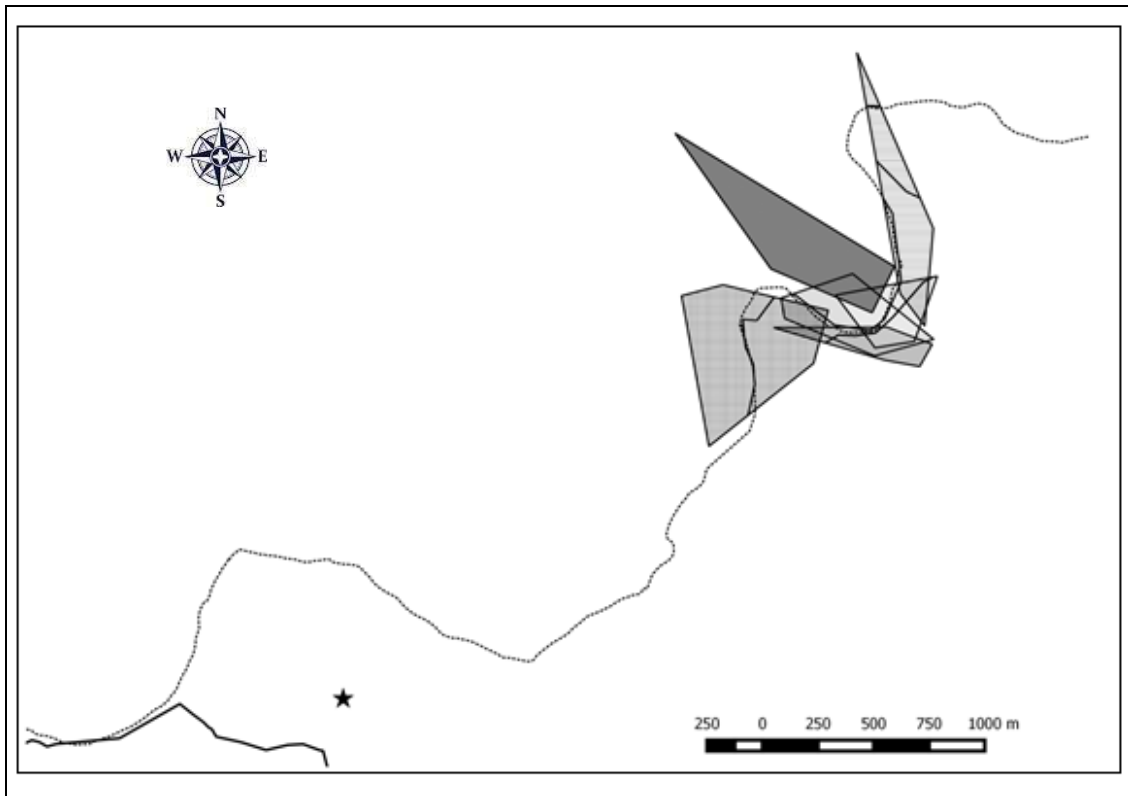


Figura 7. 3 Sobreposição de área vital de seis fêmeas de *Cervus elaphus* durante o período estimado do parto entre os anos de 2007 e 2008. A estrela corresponde ao cercado onde as cervas ficaram após a translocação e os polígonos as áreas vitais.

7.4 Discussão

Este estudo permitiu verificar que as fêmeas translocadas apresentaram um elevado sucesso reprodutor, tendo-se verificado reprodução logo na primeira época reprodutora após translocação. No primeiro ano os nascimentos ocorreram entre a segunda quinzena de Maio e o final de Junho/início de Julho, enquanto que no segundo ano os nascimentos se concentraram em Maio, o que poderá estar relacionado com uma antecipação da época de nascimento em função da maior disponibilidade de recursos alimentares. Ao contrário do inicialmente previsto, não foram observadas diferenças na dimensão das áreas vitais durante o parto entre as fêmeas adultas e subadultas. A preferência do habitat neste período foi maior para o matagal arborizado, mas algumas fêmeas selecionaram o eucaliptal. Portanto, nem todos os nascimentos ocorreram

próximos ao ponto de libertação como previsto, mas ocorreram distante de perturbação antrópica e em zonas com melhores locais de refúgio.

A baixa densidade da população não interferiu no sucesso reprodutivo da população, como seria de esperar pelo efeito de *Allee* (Drake et al. 2011). Isto pode estar relacionado com o fato de o primeiro período de acasalamento ter ocorrido no cercado de aclimação e à organização social observada ao longo do período de estudo. Foram observados grupos de fêmeas predominando a maior parte do ano numa organização tipicamente familiar, numa associação que reflete a tendência geral descrita para a espécie (Mitchell et al. 1977, Clutton-Brock et al. 1982, Carranza et al. 1991). Entretanto, ocorriam associações das unidades familiares antes da Primavera e Inverno, quando grupos maiores de fêmeas puderam ser visualizados preferencialmente ao cair da tarde. Este padrão é contrário ao descrito para regiões mais ao norte quando a presença de grupos grandes é maior no verão (Clutton-Brock et al. 1982). A ocorrência deste padrão de grupamento, justamente no período de acasalamento, provavelmente facilitou o encontro dos machos com os grupos de fêmeas e minimizou o efeito de *Allee*, comum em populações de baixa densidade.

Pelo número de crias nascidas durante o estudo pode-se inferir que o repovoamento não interferiu na fertilidade e fecundidade das fêmeas, e que estas estavam em boas condições físicas a considerar o cuidado maternal com as crias, que se refletiu em 100% de sobrevivência dos neonatos. As quinze fêmeas monitorizadas quanto à reprodução geraram pelo menos 35 crias nos três anos de estudo. Dez destas crias foram geradas durante o período de aclimação durante o primeiro período de acasalamento pós-translocação. Estes resultados são importantes quando consideramos que as fêmeas passaram pelo *stress* da captura, transporte e libertação num novo ambiente. Parece correto afirmar que a longa permanência dos animais no cercado favoreceu a manutenção ou recuperação das condições físicas das fêmeas, o que lhes permitiu engravidar durante esta fase. De acordo com Hamal et al (2009), num estudo realizado com diferentes populações de ungulados (*Capreolus capreolus*, *Ovis canadensis*, e *Oreamnos canadensis*), fêmeas em boas condições físicas têm maior probabilidade de se reproduzir, independentemente do seu estado reprodutivo anterior.

A qualidade das fêmeas manteve-se pelos dois anos seguintes, como comprova a frequência de partos e a sobrevivência dos neonatos, indicativos das qualidades das fêmeas (Hamal et al . 2009, Hamal et al. 2012). Apesar do sexo de 11 crias não ter sido

identificado, a proporção sexual de $\frac{1}{4}$ entre machos e fêmeas sobre um total de 24 crias indica a prevalência de fêmeas, fato que segundo Trivers e Williams (1973) é um indicativo de que as progenitoras ainda não estavam na sua melhor condição física, uma vez que nos ungulados as fêmeas em excelentes condições tendem a gerar mais machos que fêmeas. Contudo, pode também ser um indicativo das fêmeas terem falhado a concepção no primeiro ciclo estral e concebido durante o segundo estro (Cote e Festa-Bianchet 2001), o que resulta numa maior taxa de neonatos por fêmea (Holland et al. 2006).

A manipulação durante a translocação dos animais não parece ter afetado o acasalamento e a fertilidade das fêmeas, mas pode ter influenciado o período de concepção e conseqüentemente na razão sexual, resultando num maior número de fêmeas que machos. A produção de fêmeas pode ser uma estratégia para reduzir o custo reprodutivo de uma concepção tardia (Côté e Festa-Bianchet 2001), uma vez que a concepção de machos exige maior gasto energético (Mysterud et al. 2000). Entretanto, no segundo período de acasalamento fatores como o *stress* não existiam, pelo menos não foi detectado, e a densidade populacional continuava baixa. Não houve alimentação suplementar diária como no período do primeiro acasalamento, uma vez que os animais não estavam no cercado de aclimação. Portanto, a variação na razão sexual pode ter sido influenciada pela disponibilidade dos recursos alimentares durante o verão e envolver mecanismos não dependentes da densidade.

Para o veado, há informações contraditórias sobre a influência de alguns fatores sobre a razão sexual. Fatores extrínsecos, como clima e densidade, parecem afetar a proporção de nascimentos entre machos e fêmeas (Kruuk et al. 1999, Post et al. 1999). A influência da densidade sobre a razão sexual ainda não está bem definida. Resultados antagônicos foram reportados para populações de veados da Noruega que viviam em condições similares de densidade: num estudo foi observado aumento e no outro decréscimo na proporção de nascimento de machos (Post et al. 1999, Mysterud et al. 2000).

Kruuk et al. (1999) documentou que a proporção de nascimento dos machos cai quando o *stress* nutricional das fêmeas aumenta (i.e. elevada densidade) e estudos empíricos com o veado na Noruega sugerem que a taxa de mortalidade dos filhotes machos de uma fêmea debilitada é maior que das filhas fêmeas (Loison et al. 1999). Post et al. (1999) sugerem que o nascimento de machos aumenta se a fêmea está debilitada

fisicamente, argumentando que os filhotes machos nascidos em condições desfavoráveis teriam maiores chances de sobrevivência que as fêmeas. Mysterud et al. (2000) não encontrou evidências que corroborem esta hipótese ao analisar dados recolhidos por um período de 20 anos sobre quatro populações de veados.

Não foram encontradas referências sobre a razão sexual em populações recém translocadas de veados para se efetuar uma comparação, mas o resultado observado neste estudo para os anos de 2007 e 2008 mostrando uma maior proporção no nascimento de fêmeas, reforça os estudos de Kruuk et al. (1999) e Loison et al. (1999), pois no sul da Europa o período de nascimento e os primeiros meses de vida das crias correspondem a um período de escassez de alimento. Como as crias fêmeas demandam menor quantidade de energia para o seu desenvolvimento que os filhotes machos, as condições encontradas seriam mais favoráveis à sua sobrevivência.

Outro fator importante ao se analisar o sucesso reprodutivo é a idade do indivíduo, sendo maior a taxa de gravidez nos anos iniciais (Morano et al. 2013). A relação entre a idade das fêmeas e dos machos é importante para o sucesso reprodutivo (Larkin 2002); a translocação de fêmeas novas e machos adultos, mas com experiência, pode ter favorecido uma boa taxa de fecundação logo após o repovoamento. Segundo Larkin (2002), a utilização de machos jovens e inexperientes como reprodutores pode ser menos efetiva que o uso de machos adultos, o que levaria a uma baixa taxa de natalidade reduzindo o crescimento inicial da população.

A ocorrência da maior parte dos nascimentos durante o mês de Maio no segundo ano pós-repovoamento confirma a antecipação da época de nascimento. Como a reprodução nas fêmeas envolve alta demanda energética com gravidez e cuidado maternal (Therrien et al. 2007, Hamal et al. 2010), os nascimentos em Maio provavelmente favoreceram a fêmea, uma vez que as temperaturas são mais amenas e a disponibilidade de recursos alimentares é maior do que no mês de Junho.

Contrariamente ao observado no norte da Europa para esta espécie, em que o nascimento ocorre exatamente antes do pico de crescimento da vegetação (Côte e Festa-Bianchet 2001), o veado da região em estudo terá que adotar estratégias comportamentais que permitam sua sobrevivência no período de escassez de alimento que se segue ao nascimento. O *C. elaphus* pode alterar o seu período de reprodução reduzindo ou aumentando o espaço entre o acasalamento para alcançar condições

ambientais mais favoráveis, o que aumenta a possibilidade de sobrevivência da fêmea, uma vez que a alteração favorece a manutenção de boa condição física (Cluton-Brock 1982, Festa-Blanchet e Jorgensen 1998). Apesar dos animais priorizarem a sua própria sobrevivência (Festa-Bianchet e Jorgenson 1998, Holand et al. 2006, Therrien et al. 2007), a sobrevivência do neonato é uma consequência direta do comportamento adotado pela progenitora quando os recursos são escassos. A taxa de crescimento e massa corporal do filhote está positivamente relacionada à massa da progenitora (Therrien et al. 2007), ao tempo de concepção e nascimento (Holand et al. 2006).

Segundo Côte e Festa-Bianchet (2001), as fêmeas que têm crias pela primeira vez tendem a parir mais tarde do que as fêmeas maduras, e Cluton-Brock et al. (1986) reporta que as dominantes dão à luz antes das subordinadas. Isto não pôde ser comprovado, uma vez que duas das quatro fêmeas primíparas tiveram crias na mesma época que as demais. Uma possível explicação é que devido à baixa densidade populacional as fêmeas tenham sido impregnadas no primeiro estro, ou que o reduzido número da amostra tenha mascarado este fato.

Dentre as estratégias adotadas pela fêmea durante o período de nascimento, está a seleção da área para o parto (Brook 2010). Confirmando a segunda predição, a área de matagal arborizado representou um importante componente da área vital das parturientes durante as duas épocas reprodutivas analisadas. Neste habitat parece ter ocorrido a maioria dos nascimentos e corresponde à área com mais opções de forragem de melhor qualidade. Como a lactação e recuperação pós-parto demandam grande gasto energético (Festa-Bianchet et al. 1998, Holland et al. 2006, Therrien et al. 2007, Hamal et al. 2010) e conseqüentemente maior necessidade por alimentos nutritivos, isto pode ter levado as cervas a evitarem o montado neste período e procurarem locais mais adequados a suprir a sua demanda energética sem precisar se deslocar por grandes distâncias, uma vez que neste período há uma redução de movimentos por parte das parturientes (Brook 2010). Este comportamento estratégico pode também estar relacionado a um coberto vegetal que favoreça a camuflagem da cria e a evitar predadores (Brook 2010). As parturientes selecionaram as zonas mais afastadas de qualquer perturbação antrópica e próximas dos cursos de água. Há vários trabalhos que reportam que a perturbação antrópica pode comprometer a sobrevivência dos neonatos (Cassirer et al. 1992, Morrison et al. 1995, Shively et al. 2005). A proximidade de

fontes de água evita o deslocamento do animal por grandes distâncias neste período, e o clima seco da região em estudo demanda uma hidratação constante.

Este estudo mostra que houve fidelidade ao local do parto entre as cervas observadas; mesmo quando não houve sobreposição do local de nascimento as áreas selecionadas eram próximas. Muitas espécies exibem fidelidade ao local do parto, mas são poucos os exemplos com ungulados que exibam este comportamento. Estudos demonstram esta fidelidade em alguns cervídeos considerados “escondedores de crias” como *Odocoileus virginianus* (Ozoga et al. 1982, Nixon et al. 1992) e *Alces alces* (Baskin 1987, Testa et al. 2000, Welch et al. 2000). O sucesso reprodutivo do primeiro ano pode ter levado a escolha do mesmo local no ano seguinte. Uma regra comportamental que pode levar a identificação de locais com baixo risco para a cria é a exibição do comportamento de fidelidade ao local do parto quando a cria sobrevive e da alteração deste quando esta morre (Wiseman et al. 2006). Wiseman et al. (2006) demonstrou que 82% das fêmeas de *Antilocapra americana* mudaram o local do parto de um ano para o outro, e as que demonstraram fidelidade tiveram maior taxa de sobrevivência assim como maior número de crias. Não foram encontradas referências sobre fidelidade ao local de nascimento pelo veado para que se possa efetuar uma comparação.

Neste estudo, a sobrevivência dos neonatos foi 100% nos dois anos (2007 e 2008), o que significa um grande sucesso reprodutivo e aumenta a possibilidade de estabelecimento da população na região repovoada. Segundo Wiseman et al. (2006), um dos fatores mais importantes na sobrevivência da cria é a escolha do local de nascimento pelas mães, sendo o potencial do local inversamente proporcional ao grau de risco de mortalidade do neonato. Este comportamento tem sido relacionado como uma estratégia antipredatória, além de uma forma de estabelecer uma conexão entre progenitora e cria (Shackleton e Haywood 1985). Este estudo não abrange toda a complexidade de seleção do local do parto numa escala espacial múltipla que explique como a fêmea seleciona o habitat mais propício para o nascimento. Entretanto, evidencia que no habitat há uma integração de fatores como qualidade e disponibilidade de recursos alimentares e água, ausência de distúrbios antrópicos ou de qualquer outro gênero e um coberto vegetal para proteção de predadores de médio porte como a raposa (*Vulpes vulpes*) e a águia real (*Aquila chrysaetos*).

A relação entre reprodução e sobrevivência foi altamente positiva, evidenciando a qualidade individual dos animais. Pelas observações feitas, as progenitoras investiram no cuidado com a cria e isto não reduziu a fertilidade no ano seguinte. Para o veado o custo reprodutivo é maior quando estes se encontram em alta densidade (Clutton-Brock et al. 1983, Hamall et al. 2010). Em populações de baixa densidade, os recursos energéticos disponíveis podem compensar o custo reprodutivo e deixar a fêmea apta para a próxima época reprodutiva (Hamall et al. 2010).

O sucesso reprodutivo da população repovoada parece estar relacionado à seleção de animais efetuada, que resultou positivamente na manutenção de uma boa taxa de fertilidade. A associação deste fato à manutenção num cercado de aclimatação durante o período de acasalamento e a libertação dos animais no final da primavera quando há maior disponibilidade de recursos na região em que se pretende que a população se estabeleça, poderão ter sido fundamentais para o sucesso reprodutivo observado.

Capítulo VIII

Discussão Geral

CAPÍTULO 8. DISCUSSÃO GERAL

A ideia principal desta tese foi obter um conhecimento geral do mecanismo de estabelecimento de uma população de *Cervus elaphus* após repovoamento numa região mediterrânica. Esta informação é crucial não apenas para ações de gestão cinegética, mas também para compreender as forças seletivas que guiam o comportamento da espécie num ambiente heterogéneo, ao nível do clima e do uso do solo, como é o mediterrânico. Isto é especialmente importante numa região onde a variação climática pode ocasionar condições ambientais adversas. Desta forma, os fatores ambientais podem influenciar na evolução de muitos aspectos biológicos, como: a escolha dos recursos alimentares, tempo de reprodução, razão sexual e variação na robustez corporal.

Ao analisar de forma particularmente detalhada uma população de *C. elaphus* repovoada em Portugal, este trabalho permitiu esclarecer uma série de questões sobre os fatores ecológicos envolvidos no processo de estabelecimento desta população. Os resultados foram relacionados com informações ecológicas e biológicas da espécie, e poderão ser usados para incrementar o sucesso de novas translocações a serem realizadas em ambientes mediterrânicos, nomeadamente: procedimentos que auxiliam na minimização do *stress* provocado pela manipulação e transporte dos animais, de forma a promover o estabelecimento da população na área desejada (capítulo 5); variação no tamanho das áreas vitais em função dos diferentes comportamentos sazonais observados (capítulo 5); investigar a importância que determinados habitats parecem ter e que influenciam na movimentação sazonal, principalmente na época reprodutiva (capítulo 6 e 7); influência da presença de conspecíficos na seleção de habitat (capítulo 6) e fatores que influenciam na razão sexual (capítulo 7).

Nas seções seguintes serão discutidos os resultados mais significativos deste trabalho. Este serão sequencialmente apresentados e comparados com outros trabalhos publicados na literatura científica, sendo também sugeridas ações que podem influenciar no sucesso de futuros repovoamentos.

8.1 Principais considerações

8.1.1 Uso do espaço

Este estudo avaliou a extensão da dispersão da população ao longo dos três primeiros anos após o repovoamento, caracterizando a dispersão em diferentes épocas e determinando as áreas vitais anuais e sazonais. Desta forma, procurou-se identificar um padrão de dispersão para esta população e qual a estratégia de uso do espaço adotada (Capítulo 5). A expansão das áreas vitais anuais e sazonais foi gradual a cada ano, e o padrão de expansão foi o mesmo para todas as fêmeas, não havendo migração para áreas distantes com outra qualidade de habitat.

Comparando o tamanho da área vital anual estimada no primeiro ano pós-repovoamento com áreas vitais estimadas na região mediterrânica de Monfragüe - Espanha ($258,4 \pm 59$ ha) (Carranza et al.1991), Sardenha - Itália ($113,6 \pm 92,6$ ha) (Lovari et al. 2007) e Las Naves - Espanha (417 ha) (Lazo et al. 1994), para fêmeas residentes capturadas, radiomarcadas e libertadas, constatou-se que a dimensão das áreas vitais estimadas foram maiores neste estudo ($523,1 \text{ ha} \pm 184$). Numa translocação efetuada noutra região no norte de Portugal (Serra da Lousã) (Ferreira et al. 1995), as áreas estimadas das duas fêmeas marcadas foram maiores que as deste estudo, chegando a 916 ha para uma delas. Comparando a dimensão destas áreas e o movimento inicial pós-libertação com populações de veados de regiões setentrionais da América e Europa, as deste estudo e dos estudos anteriormente referidos foram menores do que o reportado para veados translocados no Canadá (Yolt et al. 2011) e Estados Unidos (Larkin et al. 2001). Nas Terras Altas da Escócia a dimensão da área vital chegou a 2400 ha (Staines 1977), no entanto, na ilha de Rum (Escócia) foram estimadas áreas vitais de ~ 200 ha.

Apesar da comparação deste repovoamento com as translocações efetuadas no sul da Europa e América do Norte ser limitada, devido às diferenças no período em que as áreas vitais foram estimadas e no tamanho das populações translocadas, estes resultados parecem estar diretamente relacionados à qualidade do habitat local onde os animais foram libertados, podendo também haver relação com a densidade populacional. Em Portugal e Espanha as áreas apresentavam baixa perturbação antrópica e bom coberto vegetal, assim como na ilha de Rum. Entretanto, nos outros locais os biótopos eram menos densos, apresentavam atividade cinegética; exploração agropecuária que gerou

conflitos com a população humana local devido à competição com o gado pelas pastagens; presença de outros cervídeos como o alce (*Alces alces*) e veado da cauda branca (*Odocoileus virginianus*); e proximidade a rodovias.

Neste estudo e nas regiões de Monfragüe (Carranza et al. 1991) e Sardenha (Lovari et al. 2007), além da menor área vital reportada, foi também observado um elevado grau de sobreposição na área vital de vários indivíduos. Um elevado grau de sobreposição na área vital tem sido relacionado com o nível interação social entre os indivíduos e tem sido observado em várias populações (Staines 1977, Catt e Staines 1987). Pode-se inferir que a relação existente entre os indivíduos pode diminuir a dispersão dos mesmos uma vez que estes tendem a permanecer juntos. Considerando que a captura dos animais para este estudo se baseou numa avaliação física e não na possibilidade dos animais pertencerem ao mesmo grupo, é provável que o período que as cervas permaneceram no cativeiro possa ter promovido a criação de laços sociais entre os indivíduos, apesar de aparentemente não ter havido formação de grupos permanentes. Contudo, outros fatores como coberto vegetal, clima e a topografia podem também ter influência na distribuição espacial da população (Rupp e Rupp 2010) e nos padrões observados. A compreensão da forma como os indivíduos se distribuíram e ocuparam o espaço após o repovoamento é importante para entender a ecologia da espécie (Hui et al. 2006), o que por sua vez é fundamental para estabelecer mecanismos de gestão da população.

O comportamento observado é um forte indicativo de que a área de libertação continha os requerimentos ecológicos necessários para a manutenção da população. A fecundidade e sobrevivência são consequências diretas da qualidade do habitat (Larkin et al. 2002), e neste repovoamento ambas foram elevadas (Capítulo 7).

8.1.2 Seleção de habitat

Noutra das componentes importantes do estudo, procurou-se avaliar se houve seleção de habitat ou se este foi utilizado de acordo com sua disponibilidade. Em particular, procurou-se conhecer que habitats foram selecionados dentro da área de atividade e a variação desta seleção entre os diferentes períodos do ciclo anual. O principal objetivo foi determinar quais os habitats que foram mais selecionados e que características poderiam ser responsáveis por esta preferência (Capítulo 6).

Um habitat muito utilizado durante os três anos foi o matagal arborizado, reportado como o habitat preferido do veado em zonas mediterrânicas de acordo com outros estudos de preferência de habitat realizados em Espanha (Carranza et al. 1991, Lazo et al. 1994). Entretanto, na região mediterrânica da Sardenha as fêmeas de veado demonstraram preferência por prados, vegetação ripícola e arbustos de porte mais elevado, enquanto os machos selecionaram vegetação arbórea do género *Quercus* e vegetação ripícola (Lovari et al. 2007). Assim como os veados que vivem em latitudes mais setentrionais, os animais selecionam dentre os habitats disponíveis aqueles com melhor associação de áreas para refúgio, melhor diversidade e abundância de alimento. Entretanto, devido à predominância de áreas de montado na região esperava-se um maior uso deste habitat. O pasto associado às azinheiras é grandemente utilizado no verão por veados residentes numa região mediterrânica no sudoeste de Espanha, apesar das gramíneas serem escassas nesta estação (Soriguer 1981, Lazo et al. 1994). Portanto, era de esperar maior ocupação deste habitat, principalmente em Novembro e Dezembro que corresponde a época de produção de bolotas, que além de ser um alimento rico em nutrientes é muito apreciado pelo veado (Rebelo et al. 2006).

Num estudo realizado na Contenda, área geograficamente muito próxima e sob as mesmas condições climáticas que a área deste estudo, a preferência de habitat foi diferenciada durante o inverno e os meses de Junho e Agosto. Sendo o montado de azinho evitado no inverno e utilizado de acordo com a sua disponibilidade em Junho e Agosto (Mestre 2006). Em ecossistemas mediterrâneos em Espanha (Sierra Morena, Córdoba, Cáceres) o elevado consumo de gramíneas tem sido reportado para as épocas de inverno e primavera (Rodríguez-Berrocal 1978, Carranza et al. 1991), época em que este recurso está disponível no montado. A não seleção do montado na Contenda e no presente estudo pode ter sido causada pela competição por recursos alimentares entre o veado e o gado doméstico (Barroso e Rosa, 1999). Em Idaho (EUA), após a implementação de um sistema de pastagem comuns ao gado e ao veado, foram observadas alterações nos comportamentos do veado que passaram a utilizar mais o pasto sem gado (Wallace e Krausman 1987). Sendo assim, o interesse na manutenção da população de veados na região repovoada para uma possível exploração cinegética, requer que seja tomada em consideração a existência e o manejo do gado prevendo espaço para a ocorrência das duas espécies.

Além da presença do gado bovino, outros fatores podem afetar o movimento dos

indivíduos em habitats similares, mas localizados em diferentes regiões geográficas. A heterogeneidade dos habitats pode variar muito de um local para o outro, e isto tem influência direta na colonização pelos indivíduos (Bocci 2010). O tipo de habitat selecionado não será necessariamente sempre o mesmo. A vegetação arbustiva foi o habitat mais evitado neste estudo. Entretanto, numa região de Trás os Montes (Portugal) onde era o habitat mais representativo, foi o mais selecionado pelos veados (Santos 2009). Este fato sugere, que noutra região onde a vegetação arbórea era representada maioritariamente por coníferas, apesar de existirem pequenos bosques de azinheira e carvalhos (*Quercus pyrenaica*), a vegetação arbustiva foi o habitat que oferecia melhor qualidade tendo em conta as necessidades de refúgio e de alimento do veado.

Neste trabalho, para melhor compreensão da forma como as fêmeas utilizam o espaço, a seleção de habitat foi investigada hierarquicamente baseada no uso – disponibilidade dos recursos (Aebischer et al. 1993, Thomas e Taylor 2006), considerando três ordens de seleção a diferentes escalas e diferentes períodos temporais. Ficou evidenciado a dominância do montado na área de estudo e a seleção positiva apenas para o matagal arborizado (um mosaico de matos e azinheiras, com pequenos bosques de sobreiro e pinheiro manso), segundo habitat dominante nesta escala. O matagal arborizado foi sempre o mais representado em todas as escalas de áreas vitais e sazonais (□ 55 % da área) e o único habitat presente na área nuclear. Na escala da área vital anual (desenho I) o matagal arborizado foi sempre selecionado positivamente e os outros habitats evitados, com exceção da pastagem que foi selecionada em 2009 apesar de ser o segundo habitat menos disponível (6% da área). Esta maior utilização da pastagem foi mais evidenciada na análise de terceira ordem, em que foi o terceiro habitat mais utilizado a escala da área vital anual e o segundo na escala sazonal. A esta escala, evidenciou-se também que várias fêmeas incluíram o eucaliptal na sua área sazonal durante o período do nascimento. Constatou-se também que a vegetação arbustiva foi o habitat menos utilizado em todas as escalas.

Este estudo evidenciou a importância de se empregar diferentes escalas espaciais durante um período prolongado de tempo na percepção dos padrões de seleção de habitat de uma população de fêmeas de veado translocada. A utilização da pastagem na região em estudo teria ficado dissimulada se fossem empregadas apenas análises em uma escala espacial mais larga. Desta forma constatou-se a maior utilização deste habitat e a importância que este pode assumir durante o período de acasalamento, em

que o seu uso num dos anos de estudo ultrapassa a do matagal arborizado. No final deste período (Novembro) começam a surgir os brotos das gramíneas que são muito consumidos pelas fêmeas (Clutton-Brock e Albon 1989, Carranza et al. 1991 e Lovari et al. 2010). A preferência pelo matagal arborizado na região em estudo é clara e está provavelmente relacionada ao consumo de folhas e dos frutos produzidos pelas azinheiras no período do outono e inverno. Esta preferência já foi reportada para zonas mediterrânicas em Espanha (Carranza et al. 1991).

8.1.3 Reprodução

Para acompanhar o crescimento demográfico da população repovoada e determinar o sucesso ou não do repovoamento, foi caracterizado o padrão reprodutivo e os determinantes ecológicos e biológicos com ele relacionados (Capítulo 7). Pelo número de crias nascidas durante o estudo pode-se inferir que o repovoamento não interferiu na fertilidade e fecundidade das fêmeas, o que se refletiu em 100% de sobrevivência dos neonatos.

A seleção do local do parto e do local de permanência do neonato (*bedsite*) nos primeiros dias pode ter sido fundamental para a elevada sobrevivência das crias. Neste estudo, foi possível identificar dois habitats selecionados para o período do parto: o matagal arborizado e o eucaliptal. Em estudos conduzidos no Canadá, numa região com um mosaico de terras agrícolas e floresta, evidenciou-se que a maioria das cervas parturientes alteraram a sua preferência de habitat e utilizaram quase exclusivamente áreas que ofereciam melhor cobertura vegetal para refúgio durante o período do parto, enquanto no período pré e pós parto alternaram entre áreas com elevada cobertura e áreas mais abertas com maior qualidade de recursos alimentares (Brook 2010). O mesmo padrão foi observado para corços na Noruega (Linnell et al. 1999) e para gamos na Suécia (Kjellander et al. 2012). Neste estudo, como referido, os locais do parto dentro dos habitats utilizados foram também os que ofereciam melhor refúgio. Segundo Barbknecht et al. (2011), o motivo da escolha pela fêmea por maior coberto vegetal seria a disponibilidade de recursos de alta qualidade a escala do macrohabitat, o que permitiria maximizar a seleção por melhor refúgio a escala de microhabitat sem comprometer o forrageamento.

Embora não tenham sido encontrados trabalhos sobre área vital no período do parto no mediterrâneo para efetuar uma comparação com o presente estudo, o padrão comportamental observado neste período para o veado e outras espécies de cervídeos permite inferir que a escolha está relacionada com a sobrevivência da cria. O conhecimento dos requerimentos básicos destas áreas pode permitir a identificação prévia de locais que possam ser selecionados como locais de nascimento dentro da área a ser repovoada.

Um resultado inesperado foi o início da atividade reprodutiva dos machos no final de Julho na primeira época pós-libertação, quando o reportado na literatura é Setembro, seja no sul ou norte da Europa (Guinness et al. 1971, Fonseca 1998, Carranza 2006, Moeys et al. 2011b). Esta antecipação poderá estar relacionada com a disponibilidade de recursos num período em que a temperatura já está bastante elevada e os alimentos começam a escassear. A escolha antecipada, pelos machos, das melhores áreas com recursos alimentares para manter as fêmeas, pode resultar no aumento do seu sucesso reprodutivo através da garantia de um bom sucesso de cópula.

8.2 Contribuição para programas de gestão e futuras translocações

No planeamento dum repovoamento de veados, alguns fatores podem ser previamente considerados para aumentar a probabilidade de fixação e sobrevivência dos indivíduos na região desejada.

- Pela importância que um habitat de qualidade representou no estabelecimento dos animais, a área onde se pretende colocar uma nova população deve ser previamente avaliada para se confirmar se possui os requerimentos necessários de alimentação e refúgio para o estabelecimento da população. Se as condições ambientais não forem favoráveis, a probabilidade é que o grau de dispersão seja mais elevado e que os animais se distribuam mais largamente ao redor da zona de libertação ou, até mesmo, procurem habitats favoráveis em outras áreas (Gogan e Barret 1988, Tyre et al. 1999, Wabakken et al. 2001, Larkin et al. 2002).
- Outro aspecto muito importante a ser considerado é a estrutura etária dos animais a serem repovoados. As fêmeas podem preferir acasalar com machos mais velhos pela sua sobrevivência demonstrar alta qualidade genética -

mecanismo indicador baseado na idade (Hansen e Price 1995, Brooks e Kemp 2001). Foi também observado que fêmeas no estro tendem a evitar machos jovens (Stopher et al. 2011), e que preferem machos com maiores frequências vocais (Charlton et al. 2007, Reby et al. 2010) que normalmente estão relacionadas aos indivíduos adultos mais fortes (Reby et al. 2005, Charlton et al. 2007) e com o *fitness* mais elevado (Reby et al. 2005). Por outro lado, desta forma é também minimizado o risco de ocorrer ferimentos que é maior no acasalamento com machos jovens inexperientes (Clutton-Brock et al. 1982). A seleção de animais para o repovoamento que motivou esta tese, associando fêmeas subadultas e adultas resultou positivamente, tanto na manutenção de uma boa taxa de fertilidade como na redução da dispersão. Os animais jovens têm maior taxa de fecundidade, e quando já possuem experiência de acasalamento fomentam o rápido crescimento da população. Por outro lado as fêmeas adultas apresentam menor dispersão e podem ter alguma influência na fixação das mais jovens. A associação da baixa dispersão e alta fertilidade, foram dois fatores que devem ter contribuído de forma decisiva para o estabelecimento e crescimento da população, promovendo com isso o sucesso da translocação.

- Não há um protocolo de translocação que estabeleça um período para aclimação de cervídeos. Vários programas de translocação nem sequer incluíram este procedimento, libertando os animais no mesmo dia da captura e transporte (*hard release*) (Jiang et al. 2000, Larkin et al. 2004, Yolt et al. 2011), incluindo translocações realizadas em zonas mediterrânicas com corços (Rosell et al. 1996, Gerard et al. 1997). Portanto, um programa de translocação pode não incluir um período de aclimação, e quando inclui, a definição deste não tem sido baseada em informação científica, sendo portanto aleatória e extremamente variável. Alguns exemplos são: a introdução de corço no sul da França, onde 104 animais foram capturados e ficaram em aclimação por um período de 2 a 10 dias com alimentação suplementar (Calenge et al. 2005); ou a reintrodução de 52 veados da Pérsia no norte de Israel após uma aclimação de 2 a 3 meses (Dolev 2002). Entretanto, a elevada taxa de dispersão observada no primeiro ano e meio pós-reintrodução de veados em Ontário, foi interpretada como sendo uma consequência da libertação imediata após o transporte (Yott et al. 2011); reintroduções bem sucedidas de veados na América do Norte relacionam o

sucesso da translocação à manutenção dos animais em aclimação por um período prolongado de tempo (3 – 6 meses) antes da libertação (Gogan e Barrett 1988, Ryckman et al. 2010). Por outro lado, já na década de 90, Bright e Morris (1994) e Carbyn et al. (1994) associavam a técnica de *hard release* elevadas taxas de dispersão e mortalidade.

Pelo resultado obtido neste estudo, o período extendido de aclimação pode ter promovido filopatria (Ryckman et al. 2009) e reduzido/eliminado o *stress* da população, favorecendo assim a fixação dos animais e diminuindo a mortalidade. Embora o *stress* seja em geral uma das causas apontadas para a elevada mortalidade observada nas translocações, o conhecimento de como age este fator sobre os animais translocados ainda é limitado (Teixeira et al. 2007). O *stress* é uma reação fisiológica de resposta a estressores sensoriais e físicos, cuja resposta imediata é de ‘fuga’ ou ‘luta’; num segundo estágio designado por adaptação, o animal repara os danos reduzindo os níveis hormonais e retorna a normalidade; se o agente estressor permanece pode gerar consequências como disfunção imunológica e provocar sérios danos ao organismo (Bauer 2002). Portanto, o período de aclimação antes da libertação é fortemente recomendado por permitir aos animais atingirem o estágio de adaptação e eliminar a resposta imediata de fuga. Obviamente que a forma como os animais serão libertados do cercado deve ser livre de agentes estressores, tal como aconteceu neste estudo onde os portões foram simplesmente abertos e o tempo de saída dependeu única e exclusivamente da vontade do animal.

- Apesar de não ter sido delineada como parte do programa de repovoamento, a ocorrência de alimentação suplementar principalmente no primeiro ano parece ter auxiliado na fixação dos animais. Este é um procedimento comum de gestão na Europa do Leste e Central, e que se tem vindo a expandir na Escócia (Schmidt e Hoi 2002) e algumas partes dos Estados Unidos (Putman e Staines 2003). Nestas regiões, a oferta de alimentação suplementar ocorre no período de baixa disponibilidade de recurso (inverno) e está normalmente associada à manutenção de populações de alta densidade para finalidade cinegética (Schmidt e Hoi 2002, Putman e Staines 2003). Este procedimento é indicado para espécies com tendências a efetuar grandes dispersões para promover o estabelecimento da

população (Stephens e Sutherland 1999). O veado é um animal que tende a percorrer grandes distâncias (Dolev et al. 2002), o que constitui um comportamento indesejável quando se pretende que o animal permaneça e reproduza em determinado ambiente. Neste estudo, muitas visualizações no primeiro ano foram efetuadas nos locais de alimentação suplementar, tanto de fêmeas como de machos. Como o fornecimento desta alimentação pode ser um processo dispendioso, além de requerer um trabalho constante, é uma estratégia que pode ser considerada sobretudo no período imediato de pós-libertação para promover o estabelecimento da população no primeiro ano, considerado o mais crítico após uma translocação.

8.3 Considerações finais

A eficácia dos procedimentos associados à translocação acontece pela experiência acumulada em estudos de casos como o da atual dissertação, que permitiu entender melhor alguns dos fatores que afetam o sucesso das mesmas. Após três anos de monitorização também foi possível perceber que lacunas não foram preenchidas no programa realizado e necessitam de um maior acompanhamento em próximos programas de repovoamento. Destas, salientam-se:

- O rádio-seguimento de apenas fêmeas e de um número reduzido de animais foi uma das grandes limitações deste trabalho. Considerando-se que os dois sexos apresentam diferenças nos comportamentos de dispersão e seleção de habitat (Conradt et al. 1999), e um exerce influência no comportamento do outro, é igualmente um ponto importante que deve ser considerado em estudos futuros;
- O uso de rádio-emissores simples sem sensores de movimento. A inclusão de sensores de movimento nos equipamentos utilizados teria permitido estimar períodos de atividade e de repouso ao longo do dia. Neste estudo esta observação ficou restrita aos momentos de visualização. Numa região onde o período de luz no verão pode se estender para além das 21 hs, poderia ter-se encontrado diferenças no período de atividade normalmente reportado na literatura para outras regiões. Por outro lado, os sensores de movimento acoplados a colares com GPS teriam possibilitado dados de uso do espaço e

movimento mais extensos e precisos, sobretudo num contexto onde a observação foi dificultada pela topografia da região e pela presença de um único observador. Por outro lado, alguns períodos críticos do ciclo de vida do veado, como por exemplo os locais e dias exatos dos nascimentos, poderiam ter sido descritos com maior precisão;

- A libertação de um único grupo de animais. O repovoamento deveria ser realizado em etapas, libertando grupos populacionais em diferentes períodos ao longo do ano após estes terem permanecido em aclimatação. Este procedimento poderia permitir traçar o padrão de dispersão da população quando translocada em diferentes épocas sazonais;
- A determinação da faixa etária apenas por estimativa visual. É possível diferenciar perfeitamente uma fêmea adulta de uma subadulta através das características físicas. Porém, convém que os animais a serem repovoados tenham a idade estimada através da avaliação da dentição (Hamlin et al. 2000) ou de outra técnica que permita a determinação exata da idade, para que seja possível efetuar comparações do comportamento de indivíduos em vários estágios de desenvolvimento.

Apesar das limitações expostas e do reduzido tamanho da população repovoada, este estudo forneceu informações importantes sobre o uso do espaço, padrão de atividade, seleção de habitat e comportamento social e reprodutivo da população de veado translocada. Neste sentido julgamos que constitui um contributo importante para o aumento da eficácia dos repovoamentos desta espécie e, de uma forma geral, para a melhoria da gestão das suas populações em áreas mediterrânicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarts, G., MacKenzie, M., McConnell, B., Fedak, M. and Matthiopoulos, A. (2008). Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography*, 31 (1), 140-160.
- Acevedo, P., Farfan, M.A., Marquez, A.L., Delibes-Matos, M., Real, R. and Vargas, J.M. (2011). Past, present and future of wild ungulates in relation to changes in landuse. *Landscape Ecology*, 26, 19–31.
- Aebischer, N. J. and Robertson, P. A. (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74, 1313-1325.
- Adams, L. W., Hadidian, J. and Flyger, V. (2004). Movement and mortality of translocated urban-suburban grey squirrels. *Animal Welfare*, 13, 45 - 50.
- Aitchison, J. (1986). *The Statistical Analysis of Compositional Data*. Chapman and Hall, London, England.
- Akashi, N. and Terazawa, K. (2005). Bark stripping damage to conifer plantations in relation to the abundance of sika deer in Hokkaido, Japan. *Forest Ecology Management*, 208, 77–8.
- Albon, S. D. and Clutton-Brock, T. H. (1989). Climate and the population dynamics of red deer in Scotland. - In: Usher, M. B. and Thompson, D. B. A. (eds). *Ecological changes in the Uplands*. Blackwell, 93-107.
- Alvarez, G. e Ramos, J. (1991). Estrategias alimentarias del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en Montes de Toledo. *Donãna Acta Vertebrata*, 18, 63-99.
- Alves, J., Silva, A. e Fonseca, C. (2006). Gestão das populações de cervídeos e dos seus habitats. Pp.: 127-145. Em: Fonseca, C. (coord.). *Gestão das Populações Cinegéticas e dos seus Habitats*. Federação de Caça e Pesca da Beira Litoral. Coimbra.
- Alves, J., Silva, A. A., Soares, A. M. V. M. e Fonseca, C. (2013). Sexual segregation in red deer: is social behaviour more important than habitat preferences? *Animal Behaviour*, 85, 501-509.

Referências Bibliográficas

- Anderson, D.P., Turner, M.G., Forester, J.D., Zhu, J., Boyce, M.S., Beyer, H. and Stowell, L. (2005). Scale-dependent summer resource selection by reintroduced elk in Wisconsin, USA. *Journal of Wildlife Management*, 69, 298–310.
- Apollonio, M. Focardi, S. Toso S. and Nacci, L. (1998). Habitat selection and group formation pattern of fallow deer *Dama dama* in a submediterranean environment. *Ecography*, 21, 225-334.
- Armstrong, D. P. and Seddon, P. J. (2007). Directions in reintroduction biology. *Trends In Ecology & Evolution*, 23 (1), 20-25.
- Arraut, E. M. (2011). Migração do peixe-boi amazônico: uma abordagem por sensoriamento remoto, radiotelemetria e geoprocessamento / Eduardo Moraes Arraut. – São José dos Campos: INPE, 2011. 150 p.
- Bannikov, A. (1978). The present status of the Bactrian deer (*Cervus elaphus bactrianus*) in the USSR. In: Threatened deer: proceedings of a working meeting of the Deer Specialist Group of the IUCN Survival Service Commission. IUCN, Morges, Switzerland. Pp. 159–172.
- Barbknecht, A., Fairbanks, W. S., Rogerson, J. D., Maichak, E. J., Scurlock B. M. and Meadows. L. L. (2011). Elk Parturition Site Selection at Local and Landscape Scales. *Journal of Wildlife Management*, 75, (3), 646-654.
- Bardsen, B. J., P. Fauchald, T. Tveraa, K. Langeland, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. (2008). Experimental evidence of a risk sensitive reproductive allocation in a long-lived mammal. *Ecology* 89, 829–837.
- Bardsen, B. J., Henden, J. A. Fauchald, P. Tveraa, T. and Stien, A. (2011). Plastic reproductive allocation as a buffer against environmental stochasticity—linking life. *Oikos*, 120 (2), 245-257.
- Bar-David, S., Saltz, D. and Dayan, T. (2005). Predicting the spatial dynamics of a reintroduced population: The Persian fallow deer. *Ecological Applications*, 15, 1833-1846.
- Barroso, I. e Rosa, J.L. (1999). O Veado no nordeste de Trás-os-Montes. João Azevedo Editor, Mirandela, 74 pp.

- Baskin, L. and Dannel, K. (2003). Ecology of ungulates: a handbook of species in Eastern Europe and Northern and Central Asia. Germany: Springer – Verlag.
- Bauer, M. E. (2002). Estresse – Como ele abala a estrutura do corpo? *Ciência Hoje*, 30 (179), 20-25.
- Beck, B. B., Dietz, J. M. e Kleiman, D. G. (1986) – Projeto mico-leão IV. Reintrodução de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus 1776) (Callitrichidae, Primates) de cativeiro para seu ambiente natural. In: M. T. de Mello (ed.), *A Primatologia no Brasil 2*. Sociedade Brasileira de Primatologia, p.243-248.
- Beck, B. B., Kleiman, D. G., Dietz, J. M., Castro, I., Carvalho, C., Martins, A. and Rettberg-Beck, B. (1991). Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins *Leontopithecus rosalia*. *Dodo*, 27, 50-61.
- Beck, B. B. and Wilson, A. C. (1994). Reintroduction of captive-born animals, in *Creative Conservation. Interactive Management of Wild and Captive Animals* (Olney, P.J.S., Mace, G.M. and Feistner, A.T.C., eds), pp. 265-286, Chapman & Hall.
- Beck, B. B., Rapaport, L. G., Price, M. S. and Wilson, A. (1994). Reintroduction of captive-born animals. In: Olney, PJS; Mace, GM & Feistner, ATC (Eds.). *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman and Hall, London.
- Beier, P. and McCullough, D. R. (1990). Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use. *Wildlife Monography*, 109, 1-51.
- Beja, P., Borralho, R., Reino, L., Dias, S. e Carvalho, J. (2003). *Culturas para a Fauna*. ERENA, CEABNISA, ANPC. Lisboa.
- Beja, P., Reino, L., Porto, M., Santana, J. e Magalhães, M. F. (2006). *Monitorização da biodiversidade na Herdade da Coitadinha*. Relatório não publicado para a EDIA – Empresa de Desenvolvimento das Infra-Estruturas de Alqueva SA. ERENA, Lisboa.
- Bellingham, P. J. and Allan C. N. (2003). Forest regeneration and the influences of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in cool temperate New Zealand rain forests. *Forest Ecology Management*, 175,71–86.

- Blackard, J. (1971) – Restoration of white-tailed deer in the Southwestern United States. Unpubl. M.S. thesis. Louisiana State University. Baton Rouge, Louisiana. 167p.
- Blanco-Aguiar, J. C., González-Jara, P., Ferrero, M. E., Sánchez-Barbudo, I., Virgós, E., Villafuerte, R. and Dávila, J. A. (2008). Assessment of game restocking contributions to anthropogenic hybridization: the case of Iberian red-legged partridge. *Animal Conservation*, 11 (6), 535-545.
- Blanco, J. C. (1998). Mamíferos de España. - Editorial Planeta, Barcelona, 370 pp.
- Boyce, M. S. and Hayden-Wing, L. D. (1979). North American elk: ecology, behavior, and management. Univ. Wyoming Laramie, WY.
- Bradley, R. (1997). Elk (*Cervus elaphus*). Disponível em <http://www3.northern.edu/natsource/MAMMALS/Elk1.htm>. Acedido em Janeiro, 27, 2014.
- Bright, P. W. and Morris, P. A. (1994). Animal translocation for conservation: performance of dormice in relation to release methods, origin and season. *Journal of Applied Ecology*, 31, 699-708.
- Brooks, R. K. and Kemp, D. J. (2001). Can older males deliver the good genes? *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 308–313.
- Brooks, R. K. (2010). Habitat selection by parturient elk (*Cervus elaphus*) in agricultural and forested landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, 88, 968–976.
- Brown, D. E. (1988). Return of the natives: The challenge and the hope of species reintroduction. *Wilderness*, 52, 183, 40-52.
- Bugalho, J. F., Cabral, M. J. M. e Guerreiro, A. F. B. (1986). The status of red deer in Portugal. Symposium sur le cerf, C.I.C. Graz, Austria.
- Bugalho, M. N. (2000a). Ficha do veado - características e ecologia do maior herbívoro da nossa fauna bravia. Disponível em: <http://naturlink.sapo.pt/Natureza-e-Ambiente/Fichas-de-Especies/content/Ficha-do-Veado>. Acedido em Agosto, 14, 2012.

- Bugalho, M. N. (2000b). Ecologia alimentar de herbívoros (url disponível em: <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=1603&iLingua=1>). Acedido em Agosto, 14, 2012.
- Bugalho, N. M. (2002). O veado na Tapada Real de Vila Viçosa. Fundação Casa de Bragança, 1ª ed. P.69.
- Bugalho, M. N. and Milne, J. A. (2003). The composition of the diet of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint? *Forest Ecology and Management*, 181, 23-29.
- Byers, C. R., Steinhorst, R. K. and Krausman, P. K. (1984). Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 48, 1050-1053.
- Cade, T. J. and Temple, S. A. (1995). Management of threatened bird species: an evaluation of the hands-on approach. *Ibis*, 137 (1), 161-172.
- Calenge, C. Maillard, D., Invernia, N. and Gaudin, J. C. (2005). Reintroduction of roe deer *Capreolus capreolus* into a Mediterranean habitat: female mortality and dispersion. *Wildlife Biology*, 11,153-161.
- Calenge, C. (2011). Exploratory Analysis of the Habitat Selection by the Wildlife in R: the adehabitatHS Package.
- Cameron, E. Z., Linklater, W. L., Stafford, K. J. and Veltman, C. J. (1999). Birth sex ratios relate to mare condition at conception in Kaimanawa horses. *Behavioural Ecology*, 10 (5), 472-475.
- Cameron, E. Z. and Linklater, W. L. (2007). Extreme sex ratio variation in relation to change in condition around. *Biology Letters*, 3 (4), 395–397.
- Campbell, S. (1980) – Is reintroduction a realistic goal? In: M. E. Soulé and B. A. Wilcox, (eds.), *Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. p. 263-269.
- Carbyn, L. N., Armbruster H. J. and C. Mamo. (1994). The swift fox reintroduction program in Canada from 1983 to 1992. In M. L. Bowles and C. J. Whelan, editors. *Restoration of endangered species: conceptual issues, planning, and implementation*. Cambridge University Press, Illinois. Pages 247–271

Referências Bibliográficas

- Carmichael, G. J., Tomasso, J. R., Simco, B. A. and Davis, K. B. (1984). Confinement and water quality-induced stress in largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113, 767 e 777.
- Carranza, J. Y Valencia, J. (1992). Organización social del ciervo em habitat mediterraneo. *Miscelánea Zoológica*, 16: 223-232.
- Carranza, J., Hidalgo de Trucios, S. J., Medina, R., Valencia, J. and Delgado, J. (1991). Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem as determined by radio-tracking. *Applied Animal Behaviour Science*, 30, 363-371.
- Carranza J., Fernandez-Llario P. and Gomendio M. (1996). Correlates of territoriality in rutting red deer. *Ethology*, 102, 793-805.
- Carranza J. y Martínez, J.G. (2002). Consideraciones evolutivas en la gestión de especies cinegéticas. In: Soler M (ed) *Evolución: la base de la Biología*. Proyecto Sur, Granada, pp 373-387.
- Carranza, J. (2004a). Ciervo – *Cervus elaphus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible em: <http://www.vertebradosibericos.org>. Acedido em Setembro, 12, 2013.
- Carranza, J. (2004b). La problemática de las especies cinegéticas en la conservación de la biodiversidad. En: *Los retos medioambientales del siglo XXI: La conservación de la Biodiversidad en España*(M. Gomendio, Ed.). Fundación BBVA. Pp. 233-253.
- Carranza, J., Garcia-Munoz, A. J. and Vargas, J. D. (2005). Experimental shifting from harem defence to territoriality in rutting red deer. *Animal Behaviour*, 49, 551-554.
- Carranza, J. (2007). *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. In: *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*: 352-355. Palomo, L. J., Gisbert, J. e Blanco, J. C. (Eds). Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU.
- Carranza, J. and Perez-Barberia, F. J. (2007). Sexual selection and senescence: Male size-dimorphic ungulates evolved relatively smaller molars than females. *American Naturalist*, 170, 370—380.

- Cassirer, E.F., Freddy, D. J. and Ables, E. D. (1992). Elk responses to disturbance by cross-country skiers in Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin*, 20, 375–381.
- Carpenter, J. W. (1983). Species decline. A perspective on extinction, recovery and propagation. *Zoo Biology*, 2, 165–178.
- Carpenter, J. W. and Derrickson, S. R. (1981). The role of captive propagation in preserving endangered species. Pages 109–113 in R. R. Odom and J. W. Guthrie (eds.). Proceedings of the non game and endangered wildlife symposium. Georgia Department of Natural Resources, Technical Bulletin WL5. Atlanta, Georgia.
- Carvalho, P., Nogueira, A. J. A., Soares, A. M. V. M. and Fonseca, C. (2008). Ranging behaviour of translocated roe deer in a Mediterranean habitat: seasonal and altitudinal influences on home range size and patterns of range use. *Mammalia*, 72, 89-94.
- Carvalho, J., Martins, L., Silva, J. P., Santos, J., Torres, R. and Fonseca, C. (2012). Habitat suitability model for red deer (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758): spatial multi-criteria analysis with GIS application. *Galemys*, 24:47-56.
- Catt, D. C. and Staines, B. W. (1987). Home range use and habitat selection by red deer (*Cervus elaphus*) in a Sitka spruce plantation as determined by radio-tracking. *Journal of Zoology*, 211, 681-693.
- Cattet, M. R. L., Caulkett, N. A. and Wilson, C. (2004). Intranasal administration of xylazine to reduce stress in elk captured by net gun. *Journal of Wildlife Disease*, 40, 562-565.
- Champagnon, J., Elmberg, J., Guillemain, M. and Gauthier-Clerc, M. (2012). Conspecifics can be aliens too: A review of effects of restocking practices in vertebrates. *Journal for Nature Conservation* 20, 231– 241.
- Charlton, B. D., Reby, D. and McComb, K. (2007). Female red deer prefer the roars of larger males. *Biology Letters*, 3, 382–385.
- Clark, T. W. (1987). Black-footed ferret recovery: A progress report. *Conservation Biology* 1, 1–4.

Referências Bibliográficas

- Clark, T.W. and Westrum, R. (1989). High-performance teams in wildlife conservation: A species reintroduction and recovery example. *Environmental Management*, 13 (6), 663-670.
- Clout, M.N. and Russell, J.C. (2008). The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research*, 35, 180–184.
- Clutton-Brock, T. H. (1982). The red deer of Rhum. *Natural History*, 91, 42–47.
- Clutton-Brock, T. H., Guinness, F. E. and Albon, S. D. (1982). Red Deer: Behaviour and Ecology of Two Sexes. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Clutton-Brock, T. H., Guinness, F. E. and Albon, S. D. (1983). The cost of reproduction to red deer hinds. *Journal of Animal Ecology*, 52, 367–383.
- Clutton-Brock, T. H., Albon S. D. and Guinness, F. E. (1984). Maternal dominance, breeding success and birth sex ratios in red deer. *Nature*, 308, 358-360.
- Clutton-Brock, T. H. and Iason, G. R. (1986). Sex ratio variation in mammals. *Quarterly Review of Biology*, 61, 339–374.
- Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D. and Guinness, F. E. (1986). Great expectations: dominance, breeding success and offspring sex ratios in red deer. *Animal Behavior*, 34, 460–471.
- Clutton-Brock, T. H and Albon, T. H. (1989). Red deer in the Highlands. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Clutton-Brock, T.H. and Ball, M.E. (1987) Rhum, the natural history of an island. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Clutton-Brock, T. H. (2001). Sociality and population dynamics. *Ecology: Achievement and Challenge*, 47-66.
- Clutton-Brock, T. H. and Coulson, T. and Milner, J. M. (2004). Red deer stocks in the Highlands of Scotland. *Nature*, 429, 261-262.
- Conard, J. M and Gipson, F. S. (2012). Foraging Ecology of Elk (*Cervus elaphus*) in a Tallgrass Prairie. *The Southwestern Naturalist*, 57 (1), 92–127.
- Conradt, L., Clutton-Brock, T. H. e Guinness, F. E. (1999). The relationship between habitat choice and lifetime reproductive success in female red deer. *Oecologia*, 120 (2) 218-224.

- Conway, W. G. (1980). An overview of captive propagation. Pages 199-208 in: M. E. Soule and B. A. Wilcox, editors. Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Convenção sobre Diversidade Biológica - CDB. Panorama da biodiversidade global 3. (2010). Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA), 94p. Acedido em Junho, 24, 2013. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/gbo3.
- Corn, J. L. and Nettles, V. F. (2001). Health protocol for translocation of free-ranging elk. *Journal of Wildlife Diseases*, Vol. 37, (3), 413-426.
- Costa, J. C., Aguiar, C., Capelo, J. H., Lousa, M. e Neto, C. (1998). Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* 0, 1-56.
- Coulson, T., Catchpole, S. D., Albon, B. Morgan, J. T., Pemberton, J. M., Clutton-Brock, T. H., Crawley, M. J. and Grenfell, B. T. (2001). Age, sex, density, winter weather, and population crashes in Soay sheep. *Science*, 292, 1528–1531.
- Côté, S.D. and Festa-Bianchet, M. (2001). Birthdate, mass and survival in mountain goat kids: effects of maternal characteristics and forage quality. *Oecologia*, 127, 230–238.
- Cresswell, B. (2009). Practical radio-tracking. Biotrack Ltd. United Kingdom. Disponível em: <http://www.biotrack.co.uk/pdf/howtoradiotrack.pdf>.
- Davis, K. B. and Parker, N. C. (1986). Plasma corticosteroid stress response of fourteen species of warmwater fish to transportation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115, 495 e 499.
- Deer Specialist Group (1988). IUCN/DSG Newsletter No. 6.
- Di Castri, F. (1981). Mediterranean-type shrublands of the S. word. In: Di Castri, F., Goodall, D. W. and Specht. - R. F, (eds). Mediterranean-type shrublands-Fxosystem of the World I F Elsevier, pp. I 43. Estes. R. D. 1974, Social organization.
- Dolan, J.M. (1988). A deer of many lands – a guide to the subspecies of the red deer *Cervus elaphus*. *L. Zoological Society of San Diego*, 62 (10), 20.

Referências Bibliográficas

- Drake, J. M. and Kramer, A. M. (2011). Allee Effects. *Nature Education Knowledge*, 3 (10), 2.
- Duarte, J. M. B. e Merino, M. L. (1997) – Taxonomia e evolução. In: J. M. B. Duarte (ed.), *Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama*. FUNEP, Jaboticabal, p. 1-21.
- Dubray, D., Gaudin, J.C., Boutin, E. and Gerard, J.F. (1990). Suivis radio-téléométriques de deux introductions de chevreuils en zone méditerranéenne française. – *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 143, 23-28.
- Dufour-Dror, J. M. (2002). A Quantitative Classification of Mediterranean Mosaic-Like Landscapes. *Journal of Mediterranean Ecology*, 3 (2-3), 3-12.
- Edge, W. D., Marcum, C. L. and Olson, S. L. (1985). Effects of logging activities on home-range fidelity of elk. *Journal of Wildlife Management*, 49, 741-744.
- Edmands, S. (2007). Between a rock and a hard place: evaluating the relative risks of inbreeding and outbreeding for conservation and management. *Molecular Ecology*, 16, 463-475.
- Eisenberg, J. F. and Redford, K. H. (1999). *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics*, Vol. 3. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Estes, R. (2008). The significance of breeding synchrony in the wilde beest. Article first published online: 29 APR 2008. DOI: 10.1111/j.1365-2028.1976.tb00158.x
- Falk, D. A. and Olwell, P. (1992). Scientific And Policy Considerations In Restoration And Reintroduction Of Endangered Species. *Rhodora* 94, 287-315.
- Fancy, S. G., Pank, L. F., Whitten, K. R., and Regelin, W. L. (1989). Seasonal movements of caribou in arctic Alaska as determined by satellite. *Canadian Journal of Zoology*, 67(3), 644–650.
- Fernandez, N., Kramer-Schadt, S. and Thulke, H.-H. (2006). Viability and Risk Assessment in Species Restoration: Planning Reintroductions for the Wild Boar, a Potential Disease Reservoir. *Ecology and Society*, 11(1), 6.
- Ferreira, A.J., Vingada, J.V., Cancela, J.H., Keating, A.L., Souza, J.P., Soares, M., Fonseca, C., Faria, M. and Soares, A.M.V.M. (1995). Use of space and time by introduced red deer (*Cervus elaphus* L.). XXII Congress "The game and the

- man.” IUGB, Sofia, Bulgaria. Instituto do Ambiente e Vida – Universidade de Coimbra, Instituto Florestal. Delegação da Beira Litoral.
- Ferreira, A.J., Vingada, J.V., Carmo, P., Cancela, J.H., Souza, J.P., Keating, A.L., Soares, M., Fonseca, C., Loureiro, S.P., Eira, C., Faria, M. and Soares, A.M.V.M. (1996). Introduction of wild ungulates in the centre of Portugal. Main goals, status and first results. – In: Proceedings of the 2nd International Symposium on Coexistence of large carnivores with man, November 19-23, 1996. Saitama, Japan. Ecosystem conservation society, Japan, pp. 184-198.
- Ferreira, S. (1998). Estudo da dieta de duas populações de veado (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) em Portugal. Relatório de Estágio para obtenção da licenciatura em Biologia, Universidade de Coimbra.
- Festa-Bianchet, M. and Jorgenson, J. T. (1998). Selfish mothers: reproductive expenditure and resource availability in bighorn ewes. *Behavioural Ecology*, 9, 144–150.
- Festa-Bianchet, M., Gaillard, J. M. and Jorgenson, J. T. (1998). Mass- and density-dependent reproductive success and reproductive costs in a capital breeder. *American Naturalist*, 152, 367–379.
- Figueira, C.J.M. (2002). Reintrodução de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*): uso do espaço e área de vida dos animais. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais. São Paulo: Universidade de São Carlos.
- Fischer, J. and Lindenmayer, D. B. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96, 1-11.
- Fonseca, M. P. (1998). Red deer (*Cervus elaphus*) mating behaviour plasticity in a Mediterranean environment. PhD Thesis, University College London.
- Fonseca, C., Carvalho, J., Torres, R. T., Rodrigues, R. e Ramos, P. L. (2012). Cooperação Transfronteiriça Portugal – Espanha. Um novo desafio na gestão de populações silvestres. Livro de resumos do IV Congresso da Fauna Selvagem, Escola Superior Agrária, Bragança – Portugal.
- Gaillard, J. M., Festa-Bianchet, M. and Yoccoz, N. G. (1998). Population dynamics of large herbivores: constant maintenance and variable recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, 13, 58-63.

- Gaillard, J. M., M. Festa-Bianchet, N. G. Yoccoz, A. Loison, and C. Toïgo. (2000). Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 367-393.
- Gaillard, J. M., and N. G. Yoccoz. (2003). Temporal variation in survival of mammals: a case of environmental canalization? *Ecology*, 84, 3294-3306.
- Galea, F. L. (1990). Mark-recapture for estimation of Roosevelt elk numbers at Big Lagoon, Humboldt County, California. Thesis, Humboldt State University, Arcata, California, USA.
- Gallina, S. y Mandujano, S. (2009). Investigaciones sobre ecología, conservación y manejo de ungulados silvestres en México. *Tropical Conservation Science*, 2 (2), 128-139.
- Garin I., Aldezabal, A., García-González, R. y Aihartza, J. R. (2001). Composición y calidad de la dieta del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en el norte de la península ibérica. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24, 53-63.
- Gauthier, D. and Villaret, J.C. (1990). La reintroduction en France du bouquetin des alpes.-In Lecomte, J., Bigan, M. and Barre, V. (Eds.); Compte-rendu du Colloque de Saint-Jean du Gard, 6-8 décembre 1988. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, Suppl. 5, 97-120.
- Gebert, C. and Verheyden-Tixier, H. (2001). Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review*, 31, 189—201.
- Gerhart, K. L., Russell, D. E., Wetering, D. Van De, White, R. G. and Cameron. R. D. (1997). Pregnancy of adult caribou (*Rangifer tarandus*): evidence for lactational infertility. *Journal of Zoology*, 242, 17–30.
- Geist, V. (1991). Bones of contention revisited: Did antlers enlarge with sexual selection as a consequence of neonatal security strategies? *Applied Animal Behaviour Science*, 29, 453-469.
- Gogan, P. J. P. and Barrett, R. H. (1988). Lessons in management from translocations of tule elk. Pages 273_285. In: L. Nielsen and R. D. Brown, editors. Translocation of wild animals. Humane Society, Wisconsin.

- Granzinoli, M. A. M. (2009). Levantamento, área de vida, uso e seleção de habitat de Falconiformes na região central do estado de São Paulo. Tese de Doutorado, USP – São Paulo, Brasil.
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W. and Reed, C. (1989) – Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245, 477-480.
- Guiness, F., G. A. Lincoln and Short, R. V. (1971). The reproductive cycle of the female red deer, *Cervus elaphus* L. *Journal of reproduction and fertility*, 27, 427-438.
- Hadley, G. L., Rotella, J. J. and Garrott, R.A. (2007). Evaluation of reproductive costs for Weddell seals in Erebus Bay, Antarctica. *Journal of Animal Ecology*, 76, 478-458.
- Hamel, S., Côté, S. D., Gaillard, J.M. and Festa-Bianchet, M. (2009). Individual variation in reproductive costs of reproduction: high-quality females always do better. *Journal of Animal Ecology*, 78 (1), 143-51.
- Hamel, S., Côté, S. D. and Festa-Bianchet, M. (2010). Maternal characteristics and environment affect the costs of reproduction in female mountain goats. *Ecology*, 91 (7), 2034–2043.
- Hamlin, K. L., Pac, D. F., Sime, C. A., DeSimone, R. M. and Dusek, G. L. (2000) Evaluating the accuracy of ages obtained by two methods for Montana ungulates. *Journal of Wildlife Management*, 64, 441–449.
- Hansel, B. (2005). Exact mean integrated squared error of higher order kernel estimator. *Econometric Theory*, 21, 1031-1057.
- Hansen, T. F. and Price, D. K. (1995). Good genes and old age: do old mates provide superior genes? *Journal of Evolutionary Biology*, 8, 759–778.
- Heezen, K. L. and Tester, J. R. (1967). Evaluation of radio-tracking by triangulation with special reference to deer movements. *Journal of Wildlife Management*, 31, 124-141.
- Hilden, O. (1965). Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici*, 2, 53-75.
- Hobbs, R. J., Richardson, D. M. and Dais, G.W. (1995). Mediterranean-Type ecosystems: Opportunities and constraints for studying the function of

- biodiversity. pp. 1-41. In: Dav, G.W. & Richardson, D.M. (eds), Mediterranean - Type ecosystems: The function of biodiversity. Springer-Verlag, New-York.
- Hofmann, R. R. (1985) Digestive physiology of the Deer – their morphophysiological specialisation and adaptation. *The Royal Society of New Zealand Bulletin*, 22, 393–407.
- Hofmann, R. R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78, 443–457.
- Holand, Ø., Mysterud, A., Røed, Coulson. T. Gjøstein¹, H. Weladji¹, R. B. and Nieminen. M. (2006). Adaptive adjustment of offspring sex ratio and maternal reproductive effort in an iteroparous mammal. *Proceedings of the Royal Society Bulletin*, 273, 293–299.
- Hutchings, J. A. and Fraser, D. J. (2008). The nature of fisheries- and farming-induced evolution. *Molecular Ecology*, 17, 294.
- Hutto, R. L. (1985). Habitat selection by nonbreeding migratory land birds. In: M.L. Cody (ed.). *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, Orlando, Fla. p. 455-476.
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Reintrodução à natureza da ararinha-azul pode ocorrer antes de 2017. (2013). Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/comunicação>. Acedido em Junho, 24, 2013.
- IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2012) – The IUCN Guidelines for reintroductions and other conservation translocation. IUCN, Final Draft.
- IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group (1998). *IUCN Guidelines for Reintroductions*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Janes, S. W. (1985). Habitat selection in raptorial birds. In Cody, M. L., Ed. *Habitat selection in birds*. Academic Press. San Diego, CA. p. 159-188.
- Janson, S. and Vegelius, J. (1981). Measures of ecological association. *Oecologia* 49, 371-376.

- Jonsson, P., Hartikainen, T., Koskela, E. and Mappes, T. (2002). Determinants of reproductive success in voles: space use in relation to food and litter size manipulation. *Evolutionary Ecology*, 16, 455–467.
- Jost, M. A. (1997). Forage utilisation by wapiti (*Cervus elaphus*) in the French River and Burwash regions of Ontario. M.S. thesis, Laurentian University, Sudbury, Ontario, Canada.
- Jiang, Z., Yu, C., Feng, Z., Zhang, L., Xia, J. Ding, Y., and Lindsay N. (2000). Reintroduction and recovery of père David's deer in china. *Wildlife Society Bulletin*, 28 (3), 681-687.
- Kamler, J. F., Jedrzejewski, W. and Jedrzejewska, B. (2008). Home ranges of red deer in a European old-growth forest. *American Midland Naturalist*, 159(1), 75-82.
- Kay, R. N. B. and Staines, B. W. (1981). The nutrition of the red deer (*Cervus elaphus*). *Nutrition Abstracts and Reviews*, 51, 601–622.
- Kenward, R. E. (1987). Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis. (Biological techniques Series). London: Academic Press London LTD.
- Kenward R.E. (2001). A Manual for Wildlife Radio Tagging. San Diego, Academic Press, 311p.
- Kjellander, P., Hewison, A. J. M., Liberg, O., Angibault, J-M., Bideau, E. E. and Cargnelutti, B. (2004). Experimental evidence for density-dependence of home-range size in roe deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. *Oecologia* 139(3), 478-485.
- Kleiman, D. G., Beck, B. B., Dietz, J. M., Dietz, L. A., Ballou, J. D. and Coimbra-Filho, A. F. (1986). Conservation program for the golden lion tamarin: Captive research and management, ecological studies, educational strategies and reintroduction. In: Primates: The Road To Self-Sustaining Populations, Benirschke, K. (Ed.). Springer Verlag, New York. pp. 960-979.
- Kleiman, D. G. (1989). Reintroduction of captive mammals for conservation. *BioScience*, 39, 3, 152-161.
- Kojola, I. and Helle, T. (1994). Offspring sex ratio adjustment in reindeer, *Rangifer tarandus*. *Annales Zoologici Fennici*, 31, 405-410.

- Konstant, W. R. and Mittermeier (1982) – Introduction, reintroduction, and translocation of neotropical primates: past experiences and future possibilities. *International Zoo Yearbook*, 22 (1), 69-77.
- Krasinski, Z. (1967). Free-living European Bison. *Acta Theriologic*, 12, 391-405.
- Kruuk, L. E. B., Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D., Pemberton, J. M. and Guinness, F. E. (1999). Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature*, 399, 459–461.
- Lacerda, A. C. R. (2008). Ecologia e Estrutura Social do Veado-Campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Pantanal. Tese de Doutorado – UNB.
- Lair, H. (1987). Estimating the location of the focal center in red squirrel home ranges. *Ecology*, 57, 1092-1101.
- Larkin, J. L., Maehr, D. S., Cox, J. J., Wichrowski, M. W. and Crank, R. D. (2002). Factors affecting reproduction and population growth in a restored elk *Cervus elaphus nelsoni* population. *Wildlife Biology*, 8, 49-54.
- Larkin, J. L., Cox, J. J., Wichrowski, M.W., Dzialak, M. R. and Maehr, D. S. (2004). Influences on release-site fidelity of translocated elk. *Restoration Ecology*, 12, 97-105.
- Lecomte, J. (1990). Réintroductions et renforcements de populations animales: Les contraintes éthologiques. – In Lecomte, J., Bigan, M. Barre, V. (Eds.); Comptes-rendu du Colloque de Saint-Jean du Gard, 6-8 décembre 1988. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, Suppl. 5, 39-44.
- Legendre, P. and Legendre, L. (1998). Numerical Ecology, Second english edition. Developments in Environmental Modelling 20, Elsevier, Amsterdam.
- Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation : trouble or new paradigm? *Ecology* 74, 1659-1673.
- Lenth, R.V. (1981). Onfinding the source of a signal. *Technometrics*, 23, 149-154.
- Letty, J., Marchandea, S., Clobert, J. and Aubineau, J. (2000). Improving translocation success: an experimental study of anti-stress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation*, 3, 211-219.

- Letty, J., Aubineau, J., Marchandeu, S. and Clobert, J. (2003). Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalian Biology*, 68, 250 - 255.
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73 (6), 1943-67.
- Linnell, J. D. C., Nijhuis, P., Teurlings, I. and Andersen, R. (1999) Selection of bed-sites by roe deer *Capreolus capreolus* fawns in a boreal landscape. *Wildlife Biology*, 5, 225-231.
- Lloyd, H. (1927). Transfer of elk for restocking. *Canadian Field Naturalist*, 41,126–127.
- Loison, A., Festa-Bianchet, M., Gaillard, J. M., Jorgenson, J. T. and Jullien, J. M. (1999). Age-specific survival in five populations of ungulates: Evidence of senescence. *Ecology*, 80, 2539-2554.
- Long, J. L. (1981). Introduced birds of the world: the worldwide history, distribution and influence of birds introduced to new environments. Universe Books, New York.
- Lovari, S., Herrero, J., Conroy, J., Maran, T., Giannatos, G., Stübbe, M., Aulagnier, S., Jdeidi, T., Masseti, M, Nader, I., de Smet, K. and Cuzin, F. (2008). *Capreolus capreolus* and *Cervus elaphus*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. Acedido em Junho, 25, 2013. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>.
- Lovari, S., Herrero, J., Conroy, J., Maran, T., Giannatos, G., Stübbe, M., Aulagnier, S., Jdeidi, T., Masseti, M, Nader, I., de Smet, K. and Cuzin, F. (2008). *Cervus elaphus*. In: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Acedido em Janeiro, 26, 2014. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>.
- Lyon, L. J. and Ward, A. L. (1982). Elk and land management. In: J. W. Thomas and D. E. Toweill EDS. *Elk of North America: Ecology and Management*. Harrisburg, PA: Stackpole Books. p. 443–477.
- MacArthur, R.H. and Pianka, E. R.(1996). On Optimal Use of a Patchy Environment. *The American Naturalist*, 100, (916), 603-609.
- MacDonald, D. and P. Barret, (1999). *Mamíferos de Portugal e Europa*. Ed. FAPAS e

Câmara municipal do Porto – Pelouro do ambiente, Porto, 315 pp.

McNamara, J. M. and Houston, A. I. (1987). A general framework for understanding the effects of variability and interruptions on foraging behavior. *Acta Biotheoretica*, 36, 3-22.

Mailard, D., Gaudin, R. J.-C., D. and Boutin, J.-M. (1999) Acclimatation du chevreuil (*Capreolus capreolus* L.) introduit en milieu supraméditerranéen et son occupation de l'espace. *Revue d'écologie*, 54, (3), 253-267.

Main, M. B. and Coblentz, B. E. (1990). Sexual segregation among ungulates: a critique. *Wildlife Society Bulletin*, 18, 204–210.

Manly, B., McDonald, L., Thomas, D., McDonald, T. L. and Erickson, W. P. (2002). Resource Selection by Animal: Statistical Design and Analysis for Field Studies. Chapman & Hall, London, UK.

Marco, J. (2002). El ciervo – Biología y gestión poblacional. Cuadernos de caza y pesca de Aragón 4. INO Reproducciones. Aragón.

Marques, C. B. (2006). Distribuição e estatuto actual da população de veados, *Cervus elaphus*, na serra de Silves. Relatório final de estágio. Universidade de Aveiro.

Matson, T. K., Goldizen, A. W. and Jarman, P. J. (2004). Factors affecting the success of translocations of the black - faced impala in Namibia. *Biological Conservation*, 116, 359–365.

Maunder, M. (1992) – Plant reintroduction: an overview. *Biodiversity Conservation*, 1, 51-61.

Mathews, F., Moro, D., Strachan, R., Gelling, M. and Buller, N. (2006). Health surveillance in wildlife reintroductions. *Biology Conservation*, 131, 338–347.

Mattioli S., Meneguz, P.G., Brugnoli, A. and Nicoloso, S. (2001). Red deer in Italy: recent changes in range and numbers. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 12 (1), 27 -35.

Mattioli S., Fico R., Lorenzini R. and Nobili, G. (2003). Mesola red deer: physical characteristics, population dynamics and conservation perspectives. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 14 (1-2), 87-94.

- Mayor, S. J. and Schaefer, J. A. (2005). The many faces of population density. *Oecologia*, 145, 276-281.
- Mestre, F. M. V. P. V. (2003). Estudo da Densidade e Selecção de Habitat pelo Veado (*Cervus elaphus L.*) no Perímetro Florestal da Contenda. Tese de Mestrado, Universidade de Évora.
- Minta, S.C. (1993). Sexual differences in spatio-temporal interaction among badgers. *Oecologia*, 96, 402–409.
- Morano, S., Stewart K. M., Sederberg J. S., Nicolai C. A. and Vira, M. (2013). Life-history strategies of North American elk: trade-offs associated with reproduction and survival. *Journal of Mammalogy*, 94 (1), 162-172.
- Morrison, J. R., de Vergie, W. J., Alldredge, A.W., Byrne, A. E. and Andree, W. W. (1995). The effects of ski area expansion on elk. *Wildlife Society Bulletin*, 23, 481–489.
- Moyes, K., Morgan, B. J. T., Morris, A., Morris, S. J., Clutton Brock, T. H. and Coulson, T. (2011). Individual differences in reproductive costs examined using multi-state methods. *Journal of Animal Ecology*, 80, 456–465.
- Moyes, K., Nussey, D., Clements M. N., Guinness F., Morris, A., Morris, S. J., Pemberton J. M., Kruuk L. E. B. and Clutton-Brock T. H. (2011b). Advancing breeding phenology in response to environmental change in a wild red deer population. *Global Change Biology*, 17, 2455–2469.
- Mysterud, A. (1999). Seasonal migration pattern and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in an altitudinal gradient in southern Norway. *Journal Zoology London*, 247, 479-486.
- Mysterud, A., Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C. and Langvatn, R. (2000). Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of spatial scale. *Journal of Animal Ecology*, 69, 959 – 974.
- Mysterud, A. and Perez-Barberia, F. J. and Gordon, I. J. (2001). The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. *Oecologia*, 127 (1), 30-39.
- Mysterud, A., Langvatn, R. and Stenseth, N.C. (2004). Patterns of reproductive effort in male ungulates. *Journal Zoology London*, 264, 209-215.

Referências Bibliográficas

- Mysterud, A., Meisingset, E., Langvatn, R., Yoccoz, N. G. and Stenseth, N. C. (2005). Climate-dependent allocation of resources to secondary sexual traits in red deer. *Oikos*, 111, 245-252.
- Mysterud, A. (2010). Still walking on the wild side? Management actions as steps towards 'semi-domestication' of hunted ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 47, 920–925.
- Náhlik, A., Sándor, G., Tari, T. and Király, G. (2009). Space use and activity patterns of red deer in a highly forested and in a patchy forest-agricultural habitat. *Acta Silv. Lign. Hung.*, 5, 109-118.
- Nixon, C. M., Hansen, L. P., Brewer, P. A. and Chelsvig, J. E. (1992). Stability of white-tailed doe parturition ranges on a refuge in east-central Illinois. *Canadian Journal of Zoology*, 70, 968-973.
- Nussey, D. H., Loeske, E. B., Kruuk, Morris, A., Clements, M.C., Pembert, J.M. and Clutton-Brock, T. (2009). Inter- and intrasexual variation in aging patterns across reproductive traits in a wild red deer population. *The American naturalist*, 174 (3), 342-57.
- Oliveira, J.T., Oliveira, V. e Piçarra, J.M. (1991). Traços gerais da evolução tectono-estratigráfica da Zona de Ossa Morena, em Portugal: síntese crítica do estado actual dos conhecimentos. *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal*, 77, 3-26.
- Oliver, J. M. M. (1999). El ciervo y el monte: manejo y conservación (*Cervus elaphus* L.). Coed. Fundación Conde del Valle de Salazar e Ediciones Mundiprensa, Madrid, 308 pp.
- Ozoga, J. J., Verme, L. J. and Bienz, C. S. (1982). Parturition behavior and territoriality in white-tailed deer: impacts on neonatal mortality. *Journal of Wildlife Management*, 46, 1-11.
- Palacios, F., Martinez, T. and Garzon-Heydt, P. (1989). Data on the autumn diet of the red deer (*Cervus elaphus* L. 1758) in the Monte s de Toledo (Central Spain). *Donaña, Acta Vertebrata*, 16, 157-163.
- Parker, W. T. (1987). Red wolves return to the wild. *Endangered Species Technical Bulletin*, 12, 11–12.

- Pereira, A.R., Ramos, C. e colaboradores. (2000). Contrastes espaciais concelhos de algumas componentes ambientais em Portugal continental. Centro de Estudos Geográficos – Lisboa.
- Petocz, R.G. (1973). The Bactrian deer (*Cervus elaphus bactrianus*). A report on the March 1973 field survey in northern Afghanistan. Mimeo.8 pp.
- Petrides, G. A. (1975). Principal food versus preferred foods and their relation to stocking rate and range condition. *Biological Conservation*, 7, 161-169.
- Phillips, M. K. and Parker, W. T. (1988). Red wolf recovery: A progress report. *Conservation Biology*, 2, 139–141.
- Piçarra, J.M. (2000). Estudo estratigráfico do sector de Estremoz-Barrancos, Zona de Ossa Morena, Portugal. Tese de Doutoramento em Geologia. Universidade de Évora, 268 pp.
- Piçarra, J.M. (2012). Geologia da região de Barrancos: a transversal de Barrancos – Santo Aleixo da Restauração. Disponível em http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/title/geologia-da-regi%C3%A3o-barrancos-transversal-barrancos-santo-aleixo-da-restaura%C3%A7%C3%A3o/id/56584976.html. Acedido em Junho, 27, 2013.
- Piovezan, U. e Andriolo, A. (2004). A vida selvagem e as ondas de rádio: Apenas uma técnica chamada telemetria. Acedido em Junho, 25, 2013. Disponível em <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/DOC71.pdf>.
- Pita, R., Mira, A. and Beja, P. (2010). Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabrerae*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 56, 651- 662.
- Pita, R., Mira, A. and Beja, P. (2011). Assessing habitat differentiation between coexisting species: The role of spatial scale. *Acta Oecologica*, 37, 124-132.
- Plano Municipal de Defesa da Floresta contra incêndios de Barrancos - PMDF. (2010). Barrancos – Comissão Municipal de Defesa da Floresta contra Incêndios. Disponível em <http://www.cm-barrancos.pt/smpc/PMDFCI.pdf>. Acedido em Junho, 26, 2013.

- Porto, M. (2007). Vegetação do Parque de Natureza de Noudar: Parte II. Disponível em <http://www.parquenoudar.com/flora>. Acedido em Junho, 25, 2010.
- Post, E., Forchhammer, M.C., Stenseth, N.C. and Langvatn, R. (1999). Extrinsic modification of vertebrate sex ratios by climatic change. *American Naturalist*, 154, 194-204.
- Putman, R. (1988). *The Natural History of Deer*. New York: Cornell University Press; 1988.
- Putman, R. J. and Staines, B. W. (2003) *Supplementary Feeding of Deer; a Review of Direct and Indirect Supplementary Feeding of Red Deer in Scotland: Reasons for Feeding, Feeding Practice and Effectiveness*. Report to the Deer Commission for Scotland, Inverness.
- Ramos, P.L. (2012). La gestión cinegética del ciervo y otras especies en la reserva regional de caza “Sierra de la Culebra” (Castilla y León, España). In: IV Congresso da Fauna Selvagem, Escola Superior Agrária – Instituto Politécnico de Bragança, Portugal.
- Reardon, S. N. (2005). Juvenile survival and birth-site selection of Rocky Mountain elk in northeastern Oregon. Thesis, Oregon State University, Corvallis, USA.
- Rebelo, R., Rodrigues, R. E Alves A. F. (2006). Remoção de bolota recém-caída pela comunidade faunística dos montados da Herdade da Ribeira Abaixo, Grândola – resultados num ano de escassez. – Centro de Biologia Ambiental, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 2º Congresso Ibérico de Ecologia.
- Reby, D., McComb, K., Cargnelutti, B., Darwin, C., Fitch, W. T. and Clutton-Brock, T. H. (2005). Red deer stags use formants as assessment cues during intrasexual agonistic interactions. *Proceedings of the Royal Society*, 272, 941–947.
- Reby, D., Charlton, B. D., Locatelli, Y. and McComb, K. (2010). Oestrous red deer hinds prefer male roars with higher fundamental frequencies. *Proceedings of the Royal Society*, 277, 2747–2753.
- Reid, W.V. and Miller, K.R. (1989) – Summary and recommendations. In: *Keeping Options Alive, the Scientific Basis for Conserving Biodiversity*, World Resources Institute, Washington, D.C, p. 87.

- Reino, L.M. (2000). A importância do coberto vegetal para a fauna. Disponível em <http://www.naturlink.pt>. Acedido em Maio, 12, 2013.
- Rettie, W. J. and Messier, F. (2000). Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography*, 23, 466 – 478.
- Rhymer, J. M. and Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 83-109.
- Robalo, P. (1997). Variação da Densidade de Veados (*Cervus elaphus* L.) numa Área do Tejo Internacional: Influência do Habitat, Pastoreio e Caça. *Silva Lusitana*, 5 (2), 225-240.
- Robert, A., Sarrazin, F., Couvet, D. and Legendre, S. (2004). Releasing adults versus young in reintroductions: interactions between demography and genetics. *Conservation Biology*, 18, 1078-1087.
- Rodriguez-Berrocal, J. (1978). Introducción al estudio y valoración de recursos forestales y arbustivos para el ciervo, en el área ecológica de Sierra Morena: I. Estudio de la dieta del ciervo. Universidade de Córdoba. Archivos de zootecnia, 27 (107), 73-82.
- Rodriguez-Berrocal, J., Castro-Escobar, M.C. y Tirado-Serrano, J. (1987). Aprovechamiento de recursos alimenticios naturales: II. Valoración nutritiva de algunas especies vegetales del climax mediterráneo en biotopos de Sierra Morena. Universidade de Córdoba. Archivos de zootecnia, 36, 65-74.
- Roff, D. A. (1992). The evolution of life histories: theory and analysis. New York, USA, Chapman & Hall.
- Rooney, S. M., Wolfe, A., Hayden, T. J. Rooney, S. M., Wolfe, A. and Hayden, T. J. (1988). Autocorrelated data in telemetry studies: time to independence and the problem of behavioural effects. *Mammal Review*, 28, 89-98.
- Rooney, T. P. and Waller, D. M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology Management*, 181, 165–176.
- Rosa, J. (2006). Efeitos dos ungulados bravios na agricultura e floresta no Parque Natural de Montesinho. O caso da zona de caça nacional da Lombada. Tese de Mestrado. IPB, Bragança, Portugal.

- Rosell, R., Carreteo, M. A., Cahill S. y Pasquina A. (1996). Seguimiento de una reintroducción de corzo (*Capreolus capreolus*) en ambiente mediterráneo. Dispersión y área de campeo. *Donana Acta Vertebrata*, 23, 109-122.
- Rhymer, J. M. and Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 83-109.
- Rupp, S. P. and Rupp P. (2010). Development of an individual-based model to evaluate elk (*Cervus elaphus nelsoni*) movement and distribution patterns following the Cerro Grande Fire in north central New Mexico, USA. *Ecological Modelling*, 221, 1605–1619.
- Ryckman, M. J., Rosatte, R. C., McIntosh, T., Hamr, J. and Jenkins, D. (2010). Postrelease Dispersal of Reintroduced Elk (*Cervus elaphus*) in Ontario, Canada. *Restoration Ecology*, 18 (2), 173–180.
- Saïd, S. and Servanty, S. (2005). The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. *Landscape ecology*, 20(8), 1003-1012.
- Salazar, D.C. (2009). Distribuição e estatuto do veado e corço em Portugal. Tese de Mestrado. Departamento de Biologia – Universidade de Aveiro.
- Saltz, D. and Rubenstein, D.I. (1995). Population dynamics of a reintroduced Asiatic wild ass *Equus hemionus* herd. *Ecology Applications*, 5, 237-335.
- Saltz, D., Bar David, S., Zidon, R., Dolev, A., Perelberg, A., King, R. and Berger-Tal, O. (2011). Reintroducing the Persian fallow deer *Dama mesopotamica* in Israel – a chronology. *Animal Production Science*, 51, 251-258.
- Samuel, M. D., Pierce, D. J. and Garton, E. O. (1985). Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology*, 54, 711-719.
- Sanchez-Prieto, C. B., Carranza, J. and Pulido, F. J. (2004). Reproductive behavior in female Iberian red deer: Effects of aggregation and dispersion of food. *Journal of Mammalogy*, 85, 761-767.
- Sarrazin, F. and Barbault, R. (1996). Reintroduction: Challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 11, 474-478.
- Schaller, G. B., Liu, W. and Wang, X. (1996). Status of Tibet red deer. *Oryx*, 30, 269–274.

- Schaub, M., Zink, R., Beissmann, H., Sarrazin, F and Arletazz, R. (2009). When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology* , 46, 92–100.
- Schmidt, K. (1993). Winter ecology of nonmigratory Alpine red deer. *Oecologia* , 95 (2), 226-233.
- Schmitt, S. M., and R. W. Aho. (1988). Re-introduction of moose from Ontario to Michigan. In: L. Nielsen and R. D. Brown, editors. Translocation of wild animals. Wisconsin Humane Society and Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Madison, Wisconsin, Pages 258-274.
- Schmidt, K. T. and Hoi, H. (2002). Supplemental feeding reduces natural selection in juvenile red deer. *Ecography*, 25, 265– 272.
- Scott, J. M. and Carpenter, J. W. (1987) – Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to Know? *Auk*, 104, 544-545.
- Seddon, P. J., Soorae, P. S. and Launay, F. (2005). Taxonomic bias in reintroduction projects. *Animal Conservation*, 8, 51–58.
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P. and Maloney, R. F. (2007). Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology*, 21, 303–312.
- Senft, R. L. (1987). Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience* 37, 789–799.
- Seward, N. W., Maehr, D.S., Gasset, J. W., Cox, J. J. and Larkin, J.L. (2005). Field searches versus vaginal implant transmitters for locating calves. *Wildlife Society Bulletin*, 33 (2), 751–755.
- Sheldon, B. C. and West, S. A. (2004). Maternal dominance, maternal condition, and offspring sex ratio in ungulate mammals. *American Naturalist*, 163, 40–54.
- Shenk, T. M. (2003). Post-release monitoring of Lynx reintroduced to Colorado. Annual Progress Report for the U. S. Fish and Wildlife Service.
- Shively, K. J., Alldredge, A. W. and Phillips, G. E. (2005). Elk reproductive response to removal of calving season disturbance by humans. *Journal of Wildlife Management*, 69 (3), 1073–1080.

- Singer, F. J., Papouchis, C. M. and Symonds, K. K. (2000). Translocations as a tool for restoring populations of bighorn sheep. *Restoration Ecology*, 8, 6–13.
- Skog, A., Zachos, F. E., Rueness, E. K., Feulner, P. G. D., Mysterud, A., Langvatn, R., Lorenzini, R., Hmwe, S. S., Lehoczky, Hartl, G. B., Stenseth, N. C. and Jakobsen, K. S. (2009). Phylogeography of red deer (*Cervus elaphus*) in Europe. *Journal of Biogeography*, 36, 66–77.
- Skogland, T. (1986). Sex ratio variation in relation to maternal condition and parental investment in wild reindeer. *Oikos*, 46, 417–419.
- Skovlin, J. M. (1982). Habitat Requirements and Evaluations. Pp. 369–413. In Thomas, W. and D. E. Towill (eds.). *Elk of North America: Ecology and Management*. Stackpole Books, Harrisburg, Pa. 698 pp.
- Soares, A., Fonseca, C., Alves, J. e Silva, A. (2005). Estudo das populações de ungulados na zona de caça nacional da serra da Lousã e nas zonas de caça limítrofes. Report of Biology Department, University of Aveiro.
- Soares, M. A. (2003). Prejuízos de Veado (*Cervus Elaphus*) nas Culturas agro-Florestais no Parque Natural do Tejo Internacional: Medidas Minimizadoras. Relatório de estágio. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza. 100pp.
- Solla, S. R., Bonduriansky, R. and Brooks, R. J. (1999). Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of Animal Ecology*, 57, 110–123.
- Sommer, R. S., Zachos, F. E., Street, M., Jöris, O., Skog A. and Benecke, N. (2008). Late Quaternary distribution dynamics and phylogeography of the red deer (*Cervus elaphus*) in Europe. *Quaternary Science Reviews*, 27, (7–8), 714–733.
- Snyder, N. R. R. (1986). California condor recovery program. In S. E. Senner and others (eds.), *Raptor conservation in the next 50 years*. Raptor Research Report No. 5, Raptor Research Foundation, Hastings, Minnesota.
- Springer, J. T. (1979). Some sources of bias and sampling error in radio triangulation. *Journal of Wildlife Management*, 43, 926–935.
- Staines, B. W. (1977). Factors affecting the seasonal distribution of red deer (*Cervus elaphus*) at Glen Dye, north-east Scotland. *Animal Applied Biology*, 87, 495–512.

- Staines, B. W. and Crisp, J. M. and Parish, T. (1982). Differences in the quality of food eaten by red deer (*Cervus elaphus*) stags and hinds in winter. *Journal of Applied Ecology*, 19 (1), 65-77.
- Stanley Price, M.R. (1989) – Animal Re-introductions: The Arabian Oryx in Oman. Cambridge University, Cambridge. 291 p.
- Stearns, S.C. (1992). The evolution of life histories. Oxford University Press, New York.
- Stephens, P. A., and Sutherland, W. J. (1999). Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 401–405
- Stewart, K. M., Bowyer, R. T., Dick, B. L., Johnson, B. K. and Kie, J. G. (2005). Density-dependent effects on physical condition and reproduction in North American elk: an experimental test. *Oecologia*, 143, 85–93.
- Stopher, K. V., Nussey, D. H., and Clutton-Brock, T. H., Guinness, F., Morris, A. and Pemberton, J. M. (2011). The red deer rut revisited: female excursions but no evidence females move to mate with preferred males. *Behavioral Ecology*, 22, 808-818.
- Storlie, J. T. (2006). Movements and habitat use of female Roosevelt elk in relation to human disturbance on the Hoko and Dickey game management units, Washington. Master Science Dissertation, The Faculty of Humboldt State University, EUA.
- Suzuki, M., Miyashita, T., Kabaya, H., Ochiai, K. Asada, M. and Tange, T. (2008). Deer density affects ground-layer vegetation differently in conifer plantations and hardwood forests on the Boso Peninsula, Japan. *Ecology Restoration*, 23, 151–158.
- Svartholm, I. (2010). Neonate mortality in fallow deer (*Dama dama*) in relation to bed site selection and habitat use. Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Swihart, R.K. and Slade, N.A. (1997). On testing for independence of animal movements. *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics*, 1, 37-52.

- Szemethy, L., Mátrai, K., Bíró, Z. S. and Katona, K. (2003). Seasonal home range shift of red deer in a forest-agriculture area in southern Hungary. *Acta Theriologica* 48, (4), 547-556.
- Teixeira, C. P., Azevedo, C. S., Mendl, M., Cipreste, C. F. and Young, R. J. (2007). Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. *Animal Behaviour*, 73, 1-13.
- Testa, J. W., Becker, E. F. and Lee, G. R. (2000). Movements of female moose in relation to birth and death of calves. *Alces*, 36, 155-162.
- Tews, J., Brose, Grimm, V., Tielbörger, K. M., Wichmann, C., Schwager, M. and Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31 (1), 79-92.
- Therrien, J-F., Côté, S. D., Festa-Bianchet M. and Ouellet, J.-P. (2007). Conservative maternal care in an iteroparous mammal: a resource allocation experiment. *Behavioural Ecology Sociobiol*, 62, 193–199.
- Thomas, D. and Taylor, E. (1993). Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management*, 54, 322-330.
- Thomas, D. L. and Taylor, E. J. (2006). Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *Journal of Wildlife Management*, 70, 324-336.
- Thomas, C. (2011). Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities. *Trends In Ecology & Evolution*, 26 (5), 216-221.
- Towns, D. R., Daugherty, C. H. and Cromarty, P. L. (1990) – Protocols for translocation of organisms to islands. In: D.R. Towns, C.H Daugherty & I. A. E. Atkinson (eds.), *Ecological Restoration of New Zealand Islands*. Department of Conservation, Wellington. p.240-254.
- Weatherhead, P.J. and Robertson, I.C. (1990). Homing to food by black rat snakes "Elaphe obsoleta". *Copeia*, 1164-1165.
- Trivers, R. and Willard, D. (1973). Natural selection of parental ability to vary the sex ratio of offspring. *Science*, 179, 90 – 92.

- Tyre, A. J., Possingham, H. P. and Lindenmayer, D. B. (1999). Modeling dispersal behaviour on a fractal landscape. *Environmental Modelling and Software*, 14,103-113.
- Tyrrell, C. L. and Cree, A. (1998). Relationships between corticosterone concentration and season, time of day and confinement in a wild reptile (Tuatara, *Sphenodon punctatus*). *General and Comparative Endocrinology*, 110, 97-108.
- Van Moorter, B., Gaillard, J.,McLaughlin, P. D., Klein, D. D. F. and Boyce, M. S. (2009). Maternal and individual effects in selection of bed sites and their consequences for fawn survival at different spatial scales. *Oecologia*, 159, 669–678.
- Vore, J. M., and Schmidt, E. M. (2001). Movements of female elk during calving season in northwest Montana. *Wildlife Society Bulletin* 29, 720–725.
- Wabakken P., H. Sand, Liberg, O. and Bjarvall, A. (2001). The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978_1998. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 1-16.
- Wallace, M. C. and Krausman, P. R.. (1987). Elk, mule deer, and cattle habitats in central Arizona. *Journal of Range Management*, 40 (1), 80-83.
- Was, J. R., Ingram, J. R. and Matthews, L. R. (1997). Physiological responses of red deer (*Cervus elaphus*) to conditions experienced during road transport. *Physiological Behavior*, 61 (6), 931-938.
- Welch, D., Staines, B. W., Scott, D., French, D. D., Catt, D. C. (1991). Leader browsing by red and roe deer on young Sitka Spruce trees in Western Scotland. I. Damage rates and the influence of habitat factors. *Forest* 64 (1), 61–82
- Welch, I. D., Rodgers, A. R. and McKimbley, R. S. (2000). Timber harvest and calving site fidelity of moose in northwestern Ontario. *Alces*, 36, 93-103.
- Wemmer, C. and Derrickson, S. (1987) – Reintroduction: The zoobiologist’s dream - prospects and problems of reintroducing captive-bred wildlife. Annual conference proceedings of the American Association of Zoological Parks and Aquaria. p.48-65.

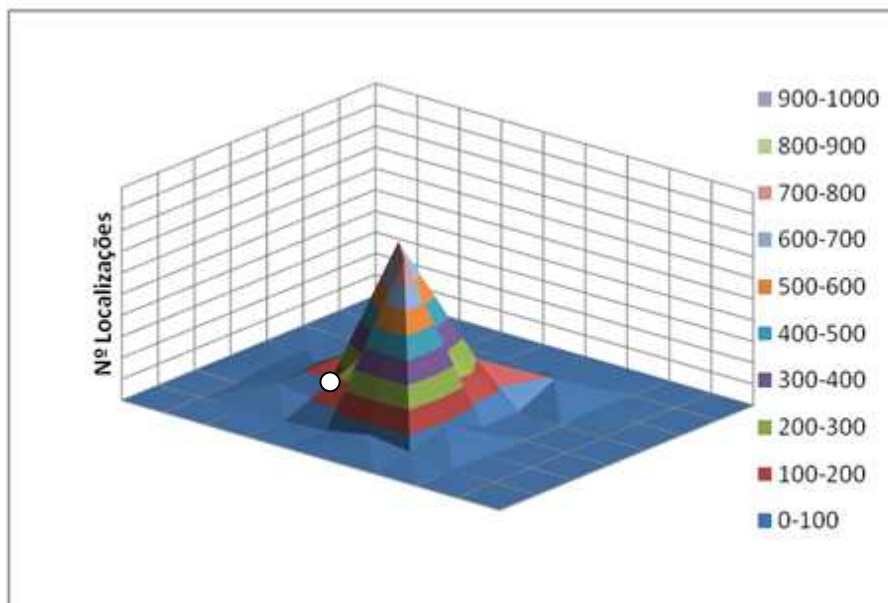
Referências Bibliográficas

- Wemmer, C. (Editor). (1998). Deer: Status, Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Deer Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Vi + 106 pp.
- White, G. C. and Garrot, R. A. (1990). Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. San Diego, CA. 383 pg.
- Williams, C. L., Serfass, T. L., Cogan, R. and Rhodes Jr, O. E. (2002). Microsatellite variation in the reintroduced Pennsylvania elk herd. *Molecular Ecology*, 11, 1299–1310.
- Wilson, D. E and Mittermeier, R. A. eds. (2011). Handbook of the mammals of the world. Vol. 2. Hoofed Mammals. Lynx Edicions, Barcelona.
- Wiseman P. A., Carling, M. D. and Byers J. A. (2006). Frequency and correlates of birth-site fidelity in pronghorns (*Antilocapra americana*). *Journal of Mammalogy*, 87, 312-317.
- Witmer, G. W. (1981). Roosevelt elk habitat use in the Oregon coast range. Dissertation, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology*, 70, 164-168.
- Yott, A., Rosatte, R., Schaefer, J. A., Hamr, J. and Fryxell, J. (2011). Movement and Spread of a Founding Population of Reintroduced Elk (*Cervus elaphus*) in Ontario, Canada. *Restoration Ecology*, 19, 70-77.
- Young, F. A., Kajiura, S. M., Visser, G. J., Correia, J. P. S. and Smith, M. F. L. (2002). Notes on the long-term transport of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*). *Zoo Biology*, 21, 243-251.
- Zachos, F.E. and Hartl, G.B. (2011). Phylogeography, population genetics and conservation of the European red deer *Cervus elaphus*. *Mammal Review*, 41(2), 138–150.

Apêndice

APÊNDICE A - Tamanho da área (ha) vital e nuclear (média \pm SD; mínimo-máximo) de 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica. Áreas pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MCP) 100%, MPC 95%, Kernel 95% e 50%. Por período (Inverno: Dezembro-Março; Nascimento: Abril-Julho; Acasalamento: Agosto-Novembro) e ano (2007-2009). O número de localizações não foi suficiente para estimar a área de vida no período de acasalamento em 2009.

Período	Método	1º ano	2º ano	3º ano	Total
Inverno	MCP 95%	302,5 \pm 134,3 (166,2 – 586,5)	271,7 \pm 76,18 (162,3 – 403,4)	420,9 \pm 242,5 (129,8 – 960,7)	328,9 \pm 170,03 (129,8 – 960,7)
	K95%	618,4 \pm 327 (124,2 – 1214,8)	455,3 \pm 110,1 (309,2 – 697,54)	594,6 \pm 215,2 (281,3 – 949,4)	554,9 \pm 239,44 (69,1 – 1214,8)
	K50%	181,1 \pm 156,66 (68,3 – 623,6)	103,3 \pm 30,08 (69,1 – 170,69)	130,7 \pm 50,6 (56,2 – 201,39)	138,6 \pm 100,3 (56,2 – 697,54)
Nascimento	MCP 95%	225 \pm 99,1 (74,1 – 406,2)	441 \pm 175,8 (120,7 – 694,4)	502,5 \pm 203 (248,2 – 907,8)	391,1 \pm 199,6 (74,1 – 907,8)
	K95%	414 \pm 194,9 (155 – 697)	622 \pm 234,92 (330 – 1109)	700 \pm 299,8 (348 – 1193)	578,6 \pm 267,9 (155 – 1193)
	K50%	85,8 \pm 41,28 (29 – 145)	131 \pm 48,42 (75 – 230)	162 \pm 76,27 (63 – 297)	126,4 \pm 63,9 (29 – 297)
Acasalamento	MCP 95%	187,27 \pm 79,5 (119,03 – 337,6)	319,7 \pm 86,4 (167 – 455,8)		
	K95%	531 \pm 152,7 (340-779)	521,9 \pm 157,07 (340,5 – 779,2)		
	K50%	80,4 \pm 35 (31,5 – 155)	107 \pm 36 (67 – 160)		
Anual	MCP100	1010,99 \pm 354,2 (720,73- 1453,59)	1256,1 \pm 508,8 (806,49- 2119,49)	1154,9 \pm 648,3 (455,2-2403,38)	1136,48 \pm 466 (455,2 – 2403,38)
	MCP95%	523,1 \pm 184,2 (288 – 875,5)	645,7 \pm 218,8 (281 – 921)	795,5 \pm 273,8 (375 – 1093)	639,1 \pm 260,5 (281 – 1093)
	K95%	532 \pm 170,5(366 – 846)	648 \pm 150,8(416 – 899)	850 \pm 331 (380 – 1421)	671,4 \pm 256,7 (366 – 1421)
	K50%	104,7 \pm 28,03 (77 – 164)	129,6 \pm 31,7 (86 – 191,5)	186,5 \pm 82,4 (71 – 345)	138,8 \pm 64,7 (71 – 345)



APÊNDICE B - Área de atividade de 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica. A dispersão espacial e a unidade de distribuição (UD) correspondem aos anos de 2007, 2008 e 2009. A UD é calculada pelo número total de localizações (dimensão vertical) obtidas nos três anos para todas as cervas. O cercado de aclimação está representado pela elipse.

APÊNDICE C - Sobreposição média da área vital e nuclear anual (\pm DP; Mínimo-Máximo) de 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica. As áreas foram estimadas pelo Kernel 95% e 50%.

Época	Kernel	Anos 1 -2	Anos 2 - 3	Anos 1 - 3
Inverno	95%	307,56 \pm 65,06 (203,8 – 387,4)	343,1 \pm 79,83 (226,6 – 460,6)	320,1 \pm 125,23 (169,7 – 543,9)
	50%	47,7 \pm 22,96 (11,8 – 76,09)	57,57 \pm 24,23 (29,45 – 97,7)	37,4 \pm 22,96 (1,45 – 82,26)
Nascimentos	95%	245,8 \pm 125,86 (47,1 – 391,2)	307,26 \pm 206,46 (164,2 – 701,6)	179,6 \pm 108 (42,9 – 406,9)
	50%	36,92 \pm 23,7 (0 – 71,5)	38,77 \pm 42,47 (5,3 – 118,3)	20,27 \pm 17,56 (0 – 43,5)
Acasalamento	95%	234,38 \pm 78,7 (95,8 – 351,5)		
	50%	37,86 \pm 15,58 (19,7 – 46,6)		
Anual	95%	364,2 \pm 86,97 (225,14 – 530,6)	428,9 \pm 175,55 (293,32 – 602,23)	326,8 \pm 99,96 (199,77- 519,04)
	50%	57,47 \pm 14,92 (37,94 – 82,34)	74,4 \pm 34,18 (43,45 – 115,06)	46,8 \pm 13,04 (26,25 – 69,6)

APÊNDICE D - Percentual de sobreposição da área vital e nuclear anual de 10 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

As áreas foram estimadas pelo Kernel 95% e 50%.

193

Cervas	2007 X 2007-2008		2007 X 2007-2009		2008 X 2007-2008		2008 X 2008-2009		2009 X 2007-2009		2009 X 2008-2009	
	K50	K95	K50	K95	K50	K95	K50	K95	K50	K95	K50	K95
33							7	40,5			3,2	21,7
55	0	27,2	0	7	0	10,8	0,9	46,5	0	7	0,7	32,8
63	75,1	71	6,2	36	41	33,2	10,7	29,9	1,8	12,1	5,6	21,4
84	84,4	87	5,2	27,6	36,3	40,6	2,2	19,9	5,3	30,3	5,3	47,2
94	83,6	100	38,4	98,7	11,7	14,2	51,4	63,2	4,2	12,9	39,9	58,8
125	16,8	60,2	34,1	67,2	11,6	45,4	61,5	81,6	17,4	38,9	45,3	62,6
133	25,4	48,8	14,2	25,7	28,3	64,2	26,5	39,4	13,4	21,2	15,5	24,7
214	28,7	37,9	30,7	75,9	11,8	17,3	20,2	73	7,7	19,7	12,4	41,6
244	44,1	73,4	36,8	34,8	42,1	59,1	42	34,5	69	52,6	82,5	64,9
270	60,6	40	34,8	41,2	66,5	69,7	32	52,4	46,4	82,1	38,8	71,8
Media ± DP	46,5 ± 30,9	61,5 ± 23,5	22,3 ± 15,6	46 ± 28,8	27,7 ± 20,9	39,4 ± 22,1	25,4 ± 21,1	48,1 ± 19,5	18,3 ± 23,6	30,7 ± 24	24,9 ± 26,3	44,7 ± 19,1
Anova	F = 2,8; p ≥ 0,09		F = 4,7; p ≤ 0,03		F = 2,3; p ≥ 0,13		F = 5,5; p ≤ 0,02		F = 1,9; p ≥ 0,16		F = 4,18; p ≤ 0,04	

APÊNDICE E - Distância média \pm DP (valor mínimo-máximo), percorrida por 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica, a partir do local de libertação por período (Inverno: Dezembro-Março; Nascimento: Abril-Julho; Acasalamento: Agosto-Novembro) e ano (2007-2009).

	2007	2008	2009	Total
Inverno	1576 \pm 317 (1166,1 – 2038,6)	1481 \pm 424,3 (957,5 – 2061,6)	1449 \pm 407,1 (983,1 – 2132,9)	1503,6 \pm 376,3 (957,5 – 2132,9)
Nascimentos	1488,4 \pm 273,1 (1111,6 – 1999,7)	1766 \pm 618 (977,6 – 3149,8)	1494 \pm 260,4 (1138,4 – 2062,59)	1588,7 \pm 433,4 (977,6 – 3149,8)
Acasalamento	1584,2 \pm 379,1 (999,9 – 2152,2)	1717,9 \pm 603,4 (904,1 – 947,6)	1856,2 \pm 642,3 (1061,9 – 3234,5)	1710,4 \pm 537,6 (904,1 -3234,5)
Anual	1551,48 \pm 319,9 (999,9 – 2152,2)	1652,9 \pm 550,8 (904,15 – 3149,8)	1590,8 \pm 475,5 (983,1 – 3234,5)	1609,8 \pm 469,5 (904,15 – 3234,5)

APÊNDICE F - Valores do coeficiente de associação durante o período do inverno (Dezembro – Março) para 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Frequência das cervas	Frequência das cervas									
	3	55	63	84	94	125	133	214	244	270
3		0,18		0,09	0,06	0,15	0,39	0,04	0,15	0,06
55	0,18		0,06	0,03	0,06	0,03	0,09	0	0,09	0
63		0,06		0,24	0,36	0,06	0,06	0,38	0,13	0,27
84	0,09	0,03	0,24		0,17	0	0,2	0,8	0,4	0,12
94	0,06	0,06	0,36	0,17		0,16	0,09	0,65	0,13	0,37
125	0,15	0,03	0,06	0	0,16		0,2	0,2	0,16	0,13
133	0,39	0,09	0,06	0,2	0,09	0,2		0,03	0,22	0,03
214	0,04	0	0,38	0,8	0,65	0,2	0,03		0,17	0,38
244	0,15	0,09	0,13	0,4	0,13	0,16	0,22	0,17		0,13
270	0,06	0	0,27	0,12	0,37	0,13	0,03	0,38	0,13	
Média	0,14	0,06	0,19	0,23	0,23	0,12	0,14	0,3	0,17	0,16

APÊNDICE G - Valores do coeficiente de associação durante o período do nascimento (Abril – Julho) para 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Frequência das cervas	Frequência das cervas									
	3	55	63	84	94	125	133	214	244	270
3		0,1		0,16	0,17	0,16	0,32	0	0,2	0,11
55	0,1		0,2	0,08	0,08	0,15	0,13	0	0,12	0,06
63		0,2		0	0,13	0	0	0,15	0	0
84	0,16	0,08	0		0,09	0,09	0,15	0	0,18	0,24
94	0,17	0,08	0,13	0,09		0,09	0,12	0,6	0	0,13
125	0,16	0,15	0	0,09	0,09		0,23	0,05	0,13	0,08
133	0,32	0,13	0	0,15	0,12	0,23		0	0,15	0,3
214	0	0,02	0,15	0	0,6	0,05	0		0	0,05
244	0,2	0,12	0	0,18	0	0,13	0,15	0		0,28
270	0,11	0,06	0	0,24	0,13	0,08	0,3	0,05	0,28	
Média	0,15	0,1	0,06	0,11	0,16	0,11	0,15	0,09	0,12	0,14

APÊNDICE H - Valores do coeficiente de associação durante o período do acasalamento (Agosto – Novembro) para 11 fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Frequência das cervas	Frequência das cervas									
	3	55	63	84	94	125	133	214	244	270
3		0,1		0,14	0,08	0,16	0,22	0,08	0,14	0,35
55	0,1		0,22	0,38	0,27	0,09	0,26	0	0,2	0,09
63		0,22		0,3	0,28	0,04	0,15	0,02	0,11	0,19
84	0,14	0,38	0,3		0,23	0,13	0	0	0,16	0,05
94	0,08	0,27	0,28	0,23		0,1	0,2	0,5	0,18	0,18
125	0,16	0,09	0,04	0,13	0,1		0,23	0,02	0,09	0,28
133	0,22	0,26	0,15	0	0,2	0,23		0,05	0,13	0,18
214	0,08	0	0,02	0	0,5	0,02	0,05		0,2	0,12
244	0,14	0,2	0,11	0,16	0,18	0,09	0,13	0,2		0,07
270	0,35	0,09	0,19	0,05	0,18	0,28	0,18	0,12	0,07	
Média	0,16	0,18	0,16	0,15	0,22	0,13	0,16	0,11	0,14	0,17

DESENHO I

APÊNDICE I – Estimativas de índices de seleção de habitat no ano de 2007 de uma população de fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Habitat	Proporção de Habitat	Uso observado	Uso Esperado	Índice de Seleção (wi*)	Índice padronizado (Bi)
Montado	0,14	87	161	0,54	0,19
Eucaliptal	0,01	6	13	0,48	0,17
Vegetação arbustiva	0,01	1	6	0,16	0,05
Matagal arborizado	0,79	982	875	1,12	0,39
Pastagem	0,05	30	51	0,58	0,20
Total	1,00	1106	1106	2,88	1,00

APÊNDICE J – Estimativas de índices de seleção de habitat no ano de 2008 para um grupo de fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Habitat	Proporção de Habitat	Uso observado	Uso Esperado	Índice de Seleção (wi*)	Índice padronizado (Bi)
Montado	0,20	162	311	0,49	0,17
Eucaliptal	0,09	26	53	0,27	0,14
Vegetação arbustiva	0,26	31	115	0,59	0,10
Matagal arborizado	0,58	1091	810	1,35	0,38
Pastagem	0,07	72	95	0,76	0,29
Total	1,00	1382	1382	3,46	1,00

APÊNDICE K – Estimativas de índices de seleção de habitat no ano de 2009 para um grupo de fêmeas de *Cervus elaphus* repovoadas numa região mediterrânica.

Habitat	Proporção de Habitat	Uso observado	Uso Esperado	Índice de Seleção (wi*)	Índice padronizado (Bi)
Montado	0,24	155	196	0,77	0,18
Eucaliptal	0,03	29	76	0,38	0,08
Vegetação arbustiva	0,10	66	81	0,80	0,19
Matagal arborizado	0,57	459	356	1,28	0,30
Pastagem	0,06	60	60	1,04	0,25
Total	1,00	769	769	4,27	1,00

DESENHO III

APÊNDICE L - Proporção de uso de habitat observado (U) em função do habitat disponível (D) de cada fêmea na sua área vital (Kernel 95%) durante o ano de 2007.

Cervas	Montado		Eucaliptal		Vegetação arbustiva		Matagal arborizado		Pastagem	
	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
003	0,017	0,087	0,009	0,012	0	0,011	0,957	,820	,017	,070
033	0,063	0,186	0	0,012	0	0,033	0,875	0,708	0,063	0,060
055	0,195	0,172	-	-	0	0,004	0,780	0,781	0,024	0,043
063	0,75	0,138	0,028	0,033	0,009	0,023	0,840	0,723	0,047	0,082
084	0,035	0,093	*	*	0,009	0,018	0,930	0,849	0,026	0,040
094	0,060	0,166	0,026	0,048	0	0,029	0,871	0,672	0,043	0,085
125	0,058	0,194	*	*	0,008	0,017	0,908	0,738	0,025	0,050
133	0,106	0,182	*	*	0,008	0,028	0,870	0,747	0,016	0,044
214	0,312	0,245	0,013	0,055	0,013	0,073	0,545	0,519	0,117	0,108
244	0,050	0,138	0	0,008	0	0	0,933	0,810	0,017	0,044
270	0,049	0,179	0	0,004	0,008	0,044	0,926	0,703	0,017	0,070
Seleção	Sem seleção		Sem seleção		Negativa		Positiva		Negativa	
Anova	F = 0,01; p ≥ 0,05		**F = 1,9; p ≥ 0,05		F = 10,5; p ≤ 0,004		F = 7,9; p ≤ 0,01		F = 5,2; p ≤ 0,05	

- Habitat não presente na área vital; *Menos de 5 localizações no habitat; ** relativo a 7 fêmeas

APÊNDICE M - Proporção de uso de habitat observado (U) em função do habitat disponível (D) de cada fêmea na sua área vital (Kernel 95%) durante o ano de **2008**.

Cervas	Montado		Eucaliptal		Vegetação arbustiva		Matagal arborizado		Pastagem	
	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
003	0,61	0,140	0	0,011	0	0,38	0,909	0,732	0,030	0,065
033	0,065	0,090	0,019	0,039	0,009	0,039	0,889	0,750	0,019	0,087
055	0,025	0,055	-	-	-	-	0,975	0,945	-	-
063	0,220	0,176	0,014	0,034	0,085	0,092	0,525	0,580	0,156	0,117
084	0,081	0,124	-	-	-	-	0,919	0,876	*	*
094	0,154	0,168	0,084	0,137	0	0,037	0,657	0,524	0,105	0,134
125	0,153	0,211	0,096	0,146	0,083	0,093	0,605	0,452	0,064	0,098
133	0,081	0,131	-	-	0,047	0,100	0,819	0,707	0,054	0,058
214	0,347	0,224	0,178	0,210	0	0,076	0,277	0,317	0,198	0,173
244	0,068	0,083	-	-	-	-	0,0932	0,917	-	-
270	0,102	0,183	0	0,002	0,024	0,073	0,820	0,667	0,054	0,067
Seleção	Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção	
Anova	F = 0,29; p ≥ 0,6		**F = 0,4; p ≥ 0,5		F = 3,7; p ≥ 0,07		F = 0,0003; p ≥ 0,9		F = 0,23 ; p ≥ 0,6	

- Habitat não presente na área vital; *Menos de 5 localizações no habitat; ** relativo a 7 fêmeas

APÊNDICE N - Proporção de uso de habitat observado (U) em função do habitat disponível (D) de cada fêmea na sua área vital (Kernel 95%) durante o ano de **2009**.

Cervas	Montado		Eucaliptal		Vegetação arbustiva		Matagal arborizado		Pastagem	
	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
033	0,149	0,177	0,015	0,070	0,030	0,129	0,612	0,536	0,194	0,087
055	0,101	0,203	-	-	0	0,005	0,899	0,781	0	0,011
063	0,221	0,270	0,012	0,061	0,140	0,176	0,523	0,422	0,105	0,071
084	0,282	0,311	0,012	0,014	0,082	0,100	0,588	0,525	0,035	0,050
094	0,244	0,190	0,146	0,195	0,098	0,141	0,390	0,334	0,122	0,140
125	0,165	0,204	0,152	0,218	0,177	0,148	0,342	0,332	0,165	0,098
133	0,270	0,268	0,012	0,023	0,193	0,218	0,482	0,431	0,036	0,060
214	0,467	0,299	0,156	0,233	0,067	0,108	0,156	0,231	0,156	0,130
244	0,068	0,135	-	-	0,034	0,056	0,898	0,808	-	-
270	0,103	0,189	-	-	0,057	0,080	0,816	0,667	0,023	0,063
Seleção	Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção	
Anova	F = 0,17; p ≥ 0,68		* F = 0,9; p ≥ 0,64		F = 1,02; p ≥ 0,32		F = 0,4; p ≥ 0,5		F = 0,26; p ≥ 0,6	

- Habitat não presente na área vital; * relativo a 7 fêmeas

APÊNDICE O - Proporção de uso de habitat observado (U) em função do habitat disponível (D) de cada fêmea na sua área vital (Kernel 95%) sazonal (**Inverno**) durante os anos de 2007 e 2008.

Cervas	Montado		Vegetação arbustiva				Matagal arborizado				Pastagem					
	2007		2008		2007		2008		2007		2008		2007		2008	
	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
003	0,154	0,192	0,077	0,144	0	0,046	0	0,020	0,769	0,668	0,923	0,802	0,077	0,054	0	0,034
033	0,028	0,096	0,167	0,237	0	0,011	0	0,047	0,972	0,889	0,722	0,602	0	0,004	0,056	0,069
055	0,294	0,275	0,038	0,075	0	0,004	*	*	0,706	0,691	0,962	0,925	0	0,030	*	*
063	0,125	0,201	0,096	0,135	0,031	0,023	0,019	0,049	0,781	0,705	0,750	0,740	0,063	0,071	0,135	0,076
084	0,107	0,214	0,037	0,047	0,036	0,075	*	*	0,750	0,668	0,963	0,953	0,107	0,042	*	*
094	0,063	0,242	0,182	0,276	0	0,072	0	0,007	0,844	0,606	0,782	0,647	0,094	0,080	0,036	0,069
125	0,029	0,082	0,018	0,169	*	*	0,018	0,010	0,971	0,906	0,964	0,793	0	0,012	0	0,028
133	0,115	0,203	0,061	0,183	0	0,018	0,041	0,107	0,886	0,779	0,878	0,673	*	*	0,020	0,038
214	0,166	0,261	0,361	0,259	0	0,080	0,083	0,097	0,733	0,579	0,472	0,430	0,100	0,080	0,083	0,154
244	0,061	0,153	0	0,040	*	*	*	*	0,909	0,767	1	0,960	0,030	0,051	*	*
270	0,129	0,299	0,018	0,105	0	0,048	0	0,014	0,871	0,603	0,982	0,880	0	0,049	0	0,001
Seleção	Negativa		Sem seleção		Negativa		Sem seleção		Positiva		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção	
Anova	F = 4; p ≤ 0,05		F = 1,9; p ≥ 0,17		F = 9,9; p ≤ 0,001		F = 2,5; p ≥ 0,12		F = 7,6; p ≤ 0,01		F = 0,7; p ≥ 0,5		F = 0,0001; p ≥ 0,9		F = 0,5; p ≥ 0,5	

* Habitat não fez parte da área vital da cervas

APÊNDICE P - Proporção de uso de habitat observado (U) em função do habitat disponível (D) de cada fêmea na sua área vital (Kernel 95%) sazonal (**Nascimento**) durante os anos de 2007 e 2008.

Cervas	Montado				Eucaliptal				Vegetação arbustiva				Matagal arborizado				Pastagem			
	2007		2008		2007		2008		2007		2008		2007		2008		2007		2008	
	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
003	0,154	0,351	*	*	0	0,007	*	*	0	0,02	*	*	0,846	0,543	*	*	0	0,079		
033	-	-	0,033	0,048	-	-	0,033	0,101	-	-	0,033	0,079	-	-	0,867	0,664	-	-	0,033	0,107
055	0,483	0,275	0	0,079	0,034	0,057	*	*	0	0,008	*	*	0,345	0,482	1	0,910	0,138	0,177	0	0,012
063	0,455	0,298	0,354	0,164	0,273	0,135	0,125	0,198	0	0,087	0,104	0,114	0,182	0,278	0,271	0,381	0,091	0,202	0,146	0,143
084	0,091	0,209	0,121	0,186	*	*	*	*	0,045	0,060	*	*	0,864	0,731	0,879	0,814	*	*	*	*
094	0,050	0,091	0,200	0,207	0,100	0,693	0,200	0,185	0	0,039	0	0,051	0,750	0,553	0,420	0,470	0,100	0,149	0,180	0,087
125	0,130	0,280	0,346	0,197	0,043	0,070	0,250	0,259	0,043	0,083	0,096	0,080	0,696	0,494	0,231	0,340	0,087	0,073	0,077	0,123
133	0,300	0,291	0,078	0,118	0,033	0,052	0	0,013	0	0,007	0,020	0,023	0,633	0,584	0,804	0,769	0,033	0,065	0,098	0,077
214	*	*	0,229	0,297	0	0,221	0,171	0,212	0	0,192	0	0,117	0,833	0,334	0,371	0,258	0,167	0,253	0,229	0,116
244	0,286	0,283	0,127	0,141	*	*	*	*	0	0,013	*	*	0,714	0,650	0,873	0,859	0	0,054	*	*
270	0,037	0,253	0,182	0,204	0,037	0,067	*	*	0	0,048	0,018	0,029	0,889	0,577	0,709	0,727	0,037	0,055	0,091	0,041
Seleção	Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Negativa		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção		Sem seleção	
Anova	F = 0,39; p ≥ 0,5		F = 000,4; p ≥ 0,9		F = 1,3; p ≥ 0,27		F = 0,34; p ≥ 0,5		F = 6,2; p ≤ 0,02		F = 2,1; p ≥ 0,16		F = 3,1; p ≥ 0,08		F = 0,03; p ≥ 0,8		F = 2,5; p ≥ 1,12		F = 0,35; p ≥ 0,5	

- Localizações insuficientes para a análise; *Habitat não fez parte da área vital da cervas

APÊNDICE Q – Proporção de uso de habitat observado em função do habitat disponível de cada fêmea na sua área vital (Kernel 95%) sazonal (**Acasalamento**) durante os anos de 2007 e 2008.

Cervas	Montado				Eucaliptal				Vegetação arbustiva				Matagal arborizado				Pastagem			
	2007		2008		2007		2008		2007		2008		2007		2008		2007		2008	
	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
003	0,02	0,13	0,05	0,11	0,02	0,04	0	0,00	0	0,01	0	0,00	0,91	0,72	0,94	0,82	0,04	0,08	0	0,05
033	$\hat{0}$	$\hat{0}$	$\hat{0}$	$\hat{0},09$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	$\hat{0},00$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{0},93$	$\hat{0},84$	$\hat{1}$	$\hat{0},88$	$\hat{0},06$	$\hat{0},05$	0	$\hat{0},01$
055	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	$\hat{0},20$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	0,01	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	0,09	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,96	$\hat{0},60$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,03	$\hat{0},07$
063	0	0,12	0,06	$\hat{0},19$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	0,01	0	$\hat{0},03$	0,96	0,80	$\hat{0},93$	$\hat{0},76$	0,03	0,04	$\hat{0}$	$\hat{0},00$
084	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{0},19$	$\hat{0},31$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,07	0,06	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	$\hat{0},01$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{0},61$	$\hat{0},49$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,12	$\hat{0},09$
094	0,01	0,12	$\hat{0},07$	$\hat{0},22$	0,01	0,03	$\hat{0},03$	$\hat{0},04$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,12	$\hat{0},10$	0,96	0,83	$\hat{0},66$	$\hat{0},54$	0	0,00	$\hat{0},10$	$\hat{0},07$
125	$\hat{0},07$	$\hat{0},15$	$\hat{0},11$	$\hat{0},22$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	0,00	$\hat{0},02$	$\hat{0},04$	$\hat{0},88$	$\hat{0},77$	$\hat{0},82$	$\hat{0},69$	0,03	$\hat{0},06$	$\hat{0},03$	$\hat{0},03$
133	$\hat{0},03$	$\hat{0},08$	$\hat{0},36$	$\hat{0},26$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,24	0,26	0,01	$\hat{0},04$	$\hat{0}$	$\hat{0},07$	$\hat{0},92$	$\hat{0},81$	$\hat{0},18$	$\hat{0},22$	$\hat{0},01$	$\hat{0},05$	$\hat{0},21$	$\hat{0},17$
214	$\hat{0},60$	$\hat{0},40$	$\hat{0},03$	$\hat{0},05$	0,03	0,06	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{0}$	$\hat{0},07$	0,01	$\hat{0},00$	$\hat{0},26$	$\hat{0},29$	$\hat{0},95$	$\hat{0},95$	$\hat{0},10$	$\hat{0},15$	$\hat{*}$	$\hat{*}$
244	$\hat{0}$	$\hat{0},03$	$\hat{0},12$	$\hat{0},15$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0	0,00	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{0},01$	$\hat{0},08$	$\hat{1}$	$\hat{0},96$	$\hat{0},80$	$\hat{0},67$	$\hat{0}$	$\hat{0},00$	0,05	0,07
270	0,55	$\hat{0},16$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,02	0,03	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,91	$\hat{0},72$	$\hat{*}$	$\hat{*}$	0,02	$\hat{0},09$	$\hat{*}$	$\hat{*}$
Seleçã	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Negativa	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção	Sem seleção
Anova	F = 0,01; p ≥ 0,9	F = 3,6; p ≥ 0,07	F = 4,1; p ≥ 0,1	F = 0,02; p ≤ 0,8	F = 6,6; p ≤ 0,02	F = 2,8; p ≥ 0,1	F = 1,2; p ≥ 0,28	F = 1,3; p ≥ 0,2	F = 1,9; p ≥ 0,1	F = 0,01; p ≥ 0,8										

- Localizações insuficientes para a análise; *Habitat não fez parte da área vital da cervas

APÊNDICE R - Informações sobre a biologia reprodutiva de 15 fêmeas de *Cervus elaphus*, repovoadas numa região mediterrânica, nos anos de 2007, 2008 e 2009, A = adulta, SA = subadulta, ♀ = fêmea, ♂ = macho e ? = sexo desconhecido.

Cervas	Período de Monitoramento meses	Nº Avistamentos	Cria em 2007 Período ~ parto		Cria em 2008 Período ~ parto		Cria em 2009
SA003	18	33	sc	nd	♂	Mês 06	?
A033	34	55	♀	28/05 a 11/06	♀	23 a 29/05	?
SA055	34	39	sc	nd	♀	10 a 29/07	sv
A063	34	51	♀	20/05 a 10/06	♀	22 a 29/05	?
A084	34	39	♀	25 a 31/05	♀	22/05 a 04/06	?
A094	34	60	♀	10 a 30/06	♀	05 a 12/06	sv
SA125	34	47	sc	nd	?	22 a 28/05	sv
A133	34	38	♀	24 a 30/06	♀	20 a 30/05	sv
A214	34	13	♀	07 a 29/05	?	22 a 29/05	?
A244	34	48	♂	11 a 22/06	♀	14 a 22/05	?
SA270	34	59	sc	nd	♂	14 a 29/05	sv
AO1*	34	32	♀	20/05 a 05/06	?	15 a 25/05	?
AO2*	34	26	♀	01 A 10/07	♂	15 a 30/05	?
AO3*	34	19	♂	20/05 a 10/06	?	nd	?
SA04*	34	21	sc	nd	?	nd	?

* cervas que não possuíam transmissor ou brincos de identificação e que foram reconhecidas a partir de traços físicos; sc = sem cria; nd = não determinado; sv = sem visualização,