



**ANABELA SALVADO PAULA MONITORIZAÇÃO DO COELHO-BRAVO NA RESERVA
NATURAL DA SERRA DA MALCATA (1998-2007)**

UA-SD



277515



**ANABELA SALVADO PAULA MONITORIZAÇÃO DO COELHO-BRAVO NA RESERVA
NATURAL DA SERRA DA MALCATA (1998-2007)**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas (Sistema de Bolonha) realizada sob a orientação científica do Professor Dr. Carlos Fonseca (Professor Auxiliar Convidado) do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Ao meu querido avô, João Salvado.

o júri

presidente

Prof. Dr. Fernando José Mendes Gonçalves

Prof. Dr. José Vítor de Sousa Vingada

Prof. Dr. Carlos Manuel Martins Santos Fonseca

agradecimentos

A realização deste trabalho não seria possível sem a orientação, colaboração, apoio e amizade de algumas pessoas, a quem desejo expressão o meu profundo agradecimento:

Ao presidente da Comissão Directiva da Reserva Natural da Serra da Malcata Dr. Pedro Sarmiento e Dr.^a Joana. A monitorização e conservação do Coelho-bravo na RNSM é indissociável do trabalho e empenho que têm realizado ao longo dos anos nesta Área Protegida, e a forma como me receberam, orientaram e transmitiram conhecimentos foi essencial, e sem eles este trabalho nunca teria sido possível. O meu sincero Obrigado!

Ao professor Dr. Carlos Fonseca, orientador deste estágio, pela boa disposição com que sempre me recebeu e disponibilidade para ajudar no que for preciso, estabelecendo os diversos contactos que me levaram mais de uma vez à vizinha Espanha. Obrigado!

Aos vigilantes da natureza da Zé Henriques, Francisco e Tó Zé, pelo apoio no trabalho de campo e boa disposição no regresso a casa ao fim de um dia de trabalho na Serra!

Ao "gang Malcata", Nanda, Barbara e Daniela. Pela ajuda no trabalho de campo, pelas "comédias" na serra, o apoio na recta final...por tudo! Obrigado!

Ao pessoal da educação ambiental Ana, Marisa e Duarte, pela ajuda no trabalho de campo e pela boa disposição.

Aos meus amigos, por o serem simplesmente...

Ao Emanuel, pelo carinho e por estar sempre presente mesmo quando esta longe! Pela ajuda no trabalho de campo e acima de tudo pelo apoio na recta final do trabalho.

Ao meu irmão, pelo apoio e carinho com que comparte comigo o gosto pela serra e pelos bichos. E um obrigado muito especial aos meus pais, por serem como são, pela forma como encaram a vida e me ensinaram a encara-la, pelo amor e dedicação, e acima de tudo por acreditarem em mim e me apoiarem em todos os momentos e em todos os sentidos.

A todos eles muito obrigado!



Universidade de Aveiro Departamento de Biologia
2005

**ANABELA SALVADO PAULA MONITORIZAÇÃO DO COELHO-BRAVO NA RESERVA
NATURAL DA SERRA DA MALCATA (1998-2007)**



ANABELA SALVADO PAULA MONITORIZAÇÃO DO COELHO-BRAVO NA RESERVA NATURAL DA SERRA DA MALCATA (1997-2007)

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas (Sistema de Bolonha) realizada sob a orientação científica do Professor Dr. Carlos Fonseca (Professor Auxiliar Convocado) do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

o júri

presidente

Prof. Dr. Fernando José Mendes Golçalves

Prof. Dr. José Vítor de Sousa Vingada

Prof. Dr. Carlos Manuel Martins Santos Fonseca

Ao meu querido avô, João Salvado.

agradecimentos

A realização deste trabalho não seria possível sem a orientação, colaboração, apoio e amizade de algumas pessoas, a quem deixo expresso o meu profundo agradecimento:

Ao presidente da Comissão Directiva da Reserva Natural da Serra da Malcata Dr. Pedro Sarmento e Dr.^a Joana. A monitorização e conservação do Coelho-bravo na RNSM é indissociável do trabalho e empenho que têm realizado ao longo dos anos nesta Área Protegida, e a forma como me receberam, orientaram e transmitiram conhecimentos foi essencial, e sem eles este trabalho nunca teria sido possível. O meu sincero Obrigado!

Ao professor Dr. Carlos Fonseca, orientador deste estágio, pela boa disposição com que sempre me recebeu e disponibilidade para ajudar no que for preciso, estabelecendo os diversos contactos que me levaram mais de uma vez à vizinha Espanha. Obrigado!

Aos vigilantes da natureza da Zé Henriques, Francisco e Tó Zé, pelo apoio no trabalho de campo e boa disposição no regresso a casa ao fim dum dia de trabalho na Serra!

Ao "gang Malcata", Nanda, Barbara e Daniela. Pela ajuda no trabalho de campo, pelas "comédias" na serra, o apoio na recta final...por tudo! Obrigado!

Ao pessoal da educação ambiental na Malcata Ana, Marisa e Duarte, pela ajuda no trabalho de campo e pela boa disposição.

Aos meus amigos, por o serem simplesmente...

Ao Emanuel, pelo carinho e por estar sempre presente mesmo quando esta longe! Pela ajuda no trabalho de campo e acima de tudo pelo apoio na recta final do trabalho.

Ao meu irmão, pelo apoio e carinho com que comparte comigo o gosto pela serra e pelos bichos. E um obrigado muito especial aos meus pais, por serem como são, pela forma como encaram a vida e me ensinaram a encara-la, pelo amor e dedicação, e acima de tudo por acreditarem em mim e me apoiarem em todos os momentos e em todos os sentidos.

A todos eles muito obrigado!

palavras-chave

Avaliação; coelho-bravo; Medidas de gestão; Monitorização; Reserva Natural da Serra da Malcata – RNSM; *Oryctolagus cuniculus*.

resumo

O Coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus*, é uma espécie chave nos ecossistemas mediterrâneos ibéricos, desempenhando uma multiplicidade de papéis na dinâmica dos mesmos, dos quais se destaca o facto de ser principal “espécie presa” de um largo espectro de predadores, como por exemplo o Lince-ibérico e a Águia-imperial, e ser uma das principais espécies cinegéticas em Portugal.

Na Reserva Natural da Serra da Malcata – RNSM, as suas populações têm sofrido um acentuado declínio, relacionado com a actuação de diversos factores: perda e fragmentação do habitat; incidência de epizootias virais (Mixomatose e Doença Hemorrágica Viral) e sobre-exploração cinegética.

As principais medidas adoptadas pela RNSM para a conservação do coelho-bravo na Malcata passam pela gestão do habitat (abertura de pastagens e criação de abrigos) e acções de repovoamentos, tendo-se iniciado também um programa de monitorização da espécie com o objectivo de conhecer a sua evolução espacial e temporal, assim como avaliar a eficácia das medidas de gestão aplicadas.

As populações de coelho-bravo são monitorizadas no Inverno e Verão de cada ano, baseando-se o cálculo de densidade na contagem de latrinas em transectos lineares de 1Km definido em quadrículas UTM de 2x2Km. Para cada época criaram-se de mapas de densidade contínuos através do método de interpolação espacial Inverse Distance Weighted (IDW).

Com uma densidade média inicial de 0,8 coelho/ha em 1998, a RNSM apresenta em 2007 média 3 coelho/ha. A análise de variância utilizando o procedimento GML revelou a existência de diferenças significativas ($F= 3,76$; $p<0,01$; $df=8$) entre o ano de 2003 e os anos 2005, 2006 e 2007 ($t=3,96$; $t=3,58$; $t=3,74$; $p<0,05$, respectivamente).

A área com gestão, que passou de 1 coelho/há em 1998 para 9,3 coelho/ha em 2007, apresenta diferenças significativas ($F= 4,66$; $p<0,05$; $df= 8$) entre o ano de 2007 e os anos 1998, 1999, 2000, 2001, 2002 e 2003 ($t=4,77$; $t=4,61$; $t=4,01$; $t=3,61$; $t=3,19$; $t=4,61$ respectivamente; $p<0,05$).

As Quadrículas com Gestão são significativamente diferentes das Quadrículas Referencia ($t=4,34$; $p<0,001$; $df=141$), apresentando um diferença média de 2,6 coelho/ha (intervalos de confiança a 95%: 1,4 - 3,8).

A análise estatística e interpretação dos mapas de distribuição criados permitiu concluir que as medidas de gestão aplicadas têm sido efectivas, e têm contribuído para o aumento da densidade na RNSM em especial nas quadrículas geridas e áreas contíguas.

keywords

Assessment; Managed measures; Monitoring program; Natural Reserve of “Serra da Malcata”; *Oryctolagus cuniculus*; Wild rabbit.

abstract

The wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, is a key species in the Mediterranean ecosystems, playing a vital role as a prey for a wide spectrum of predators, such as the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and the Imperial eagle (*Aquila adalberti*), being also the most important game species in Portugal.

In the Natural Reserve of Serra da Malcata (RNSM), wild rabbit populations have decreased dramatically in the last decades. This happened due to several reasons: habitat loss and fragmentation, incidence of viral diseases (Myxomatosis and Viral Hemorrhagic Disease) and excessive hunting.

Since 1997 several conservation measures were applied in the Natural Reserve of “Serra da Malcata” (RNSM). The habitat improvement (based on the creation of grazing pastures in dense scrub habitat and the installation of artificial warrens) and the wild rabbit restocking actions were the principal conservation measures applied. In 1998, started an ongoing monitoring program that aims not only the study of wild rabbit population, but also the devise and evaluation of conservation strategies.

Rabbit abundance (rabbit/ha) was estimated by an indirect method, based on latrine count in line transects of 1km define in each 2x2 Km UTM squares. We use the spatial interpolator Inverse Distance Weighted (IDW) to create continuous maps of density for each season.

With an initial mean density of 0,8 rabbit/ha, the RNSM presents in 2007 a mean density of 3 rabbit/ha, while in the managed area we passed from a average density of 1 rabbit/ha to 9,3 rabbit/ha. Using the repeated-measure GML we found that in the RNSM there are significant differences ($F= 3,76$; $p<0,01$; $df=8$) between the year of 2003 and the years of 2005, 2006 and 2007 ($t=3,96$; $t=3,58$; $t=3,74$; $p<0,05$; respectively).

In the management area we found significant differences ($F= 4,66$; $p<0,01$; $df=8$) between the year of 2007 and 1998, 1999, 2000, 2001, 2002 e 2003 ($t=4,77$; $t=4,61$; $t=4,01$; $t=3,61$; $t=3,19$; $t=4,61$; $p<0,05$; respectively). The density mean of the Management Squares is statistically different from the Reference Squares mean ($t=4,34$; $p<0,001$; $g.l.=141$), with a mean difference of 2,6 rabbit/ha (95% confidence interval between 1,4 rabbit/ha and 3,8 rabbit/ha).

The statistical analysis and the density map interpretation confirms that the conservation strategy adopted in the RNSM had a positive effect on the rabbit populations, especially in the managed squares and contiguous areas.

ÍNDICE

Índice.....	1
I – Introdução.....	3
II – O coelho-bravo.....	6
2.1. Sistemática.....	6
2.2 Origem e distribuição.....	6
2.3 Ecologia e biologia do coelho-bravo.....	6
2.4 A importância ecológica e económica do coelho-bravo.....	8
2.5 Declínio das populações de coelho-bravo: causas.....	8
2.6 Gestão das populações de coelho-bravo.....	10
2.6.1. Gestão do habitat.....	10
2.6.2. Gestão da pressão cinegética.....	11
2.6.3. Repovoamentos.....	11
2.7 Monitorização das populações de coelho-bravo e das medidas de gestão.....	12
III – Reserva Natural da Serra da Malcata.....	13
3.1 Enquadramento geográfico.....	13
3.2 Caracterização de Valores Naturais.....	13
3.3 Caracterização socio-económica da RNSM.....	16
3.4 Cronologia da RNSM: criação e enquadramento legal.....	17
IV – Metodologias.....	18
4.1. Monitorização do coelho-bravo na RNSM.....	18
4.1.1 Determinação das densidades populacionais.....	18
4.1.2 Análise estatística.....	20
4.1.3 Interpolação espacial dos dados.....	20
4.2 Avaliação das medidas de gestão através da monitorização.....	21
V. Resultados.....	23
5.1 Monitorização do coelho-bravo na RNSM.....	23
5.2 Avaliação das medidas de gestão aplicadas na RNSM.....	35
VI. Discussão e Conclusão.....	37
6.1 Monitorização do coelho-bravo na RNSM.....	37
6.2 Avaliação das medidas de gestão.....	40
VII. Considerações Finais.....	42
VII. Referências Bibliográficas.....	45

ÍNDICE

Índice	1
I – Introdução	2
II – O coelho-bravo	5
2.1. Sistemática.....	5
2.2 Origem e distribuição	5
2.3 Ecologia e biologia do coelho-bravo.....	5
2.4 A importância ecológica e económica do coelho-bravo.....	7
2.5 Declínio das populações de coelho-bravo: causas.....	7
2. 6 Gestão das populações de coelho-bravo.....	9
2.6.1. Gestão do habitat.....	9
2.6.2. Gestão da pressão cinegética.....	10
2.6.3. Repovoamentos	10
2.7 Monitorização das populações de coelho-bravo e das medidas de gestão	11
III – Reserva Natural da Serra da Malcata	12
3.1 Enquadramento geográfico.....	12
3.2 Caracterização de Valores Naturais.....	12
3.3 Caracterização socio-económica da RNSM	15
3.4 Cronologia da RNSM: criação e enquadramento legal	16
IV – Metodologias	17
4.1. Monitorização do coelho-bravo na RNSM.....	17
4.1.1 Determinação das densidades populacionais	17
4.1.2 Análise estatística.....	19
4.1.3 Interpolação espacial dos dados	19
4.2 Avaliação das medidas de gestão através da monitorização	20
V. Resultados.....	22
5.1 Monitorização do coelho-bravo na RNSM.....	22
5.2 Avaliação das medidas de gestão aplicadas na RNSM	34
VI. Discussão e Conclusão	36
6.1 Monitorização do coelho-bravo na RNSM.....	36
6.2 Avaliação das medidas de gestão	39
VII. Considerações Finais.....	41
VII. Referências Bibliográficas	44

I – INTRODUÇÃO

O lince-ibérico (*Lynx pardinus*), espécie endémica da Península Ibérica, é o carnívoro mais ameaçado da Europa (Delibes *et al.*, 2000) e o felino mais ameaçado do mundo (Nowell e Jackson, 1996) tendo sido classificado pela UICN como “criticamente ameaçado” e “criticamente em perigo” no recente Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005).

Com uma área de distribuição extremamente reduzida e fragmentada, a espécie encontra-se ausente da maioria da sua área de distribuição histórica, tendo desaparecido da maioria das comunidades autónomas espanholas (Guzmán *et al.*, 2002) e provavelmente do território nacional (Sarmiento *et al.*, 2004). Actualmente estima-se que os efectivos populacionais se situem entre 100 a 150 indivíduos distribuídos em 2 núcleos populacionais, ambos situados em Andaluzia: Doñana e Cardeña-Andújar.

Tendo em conta os resultados dos censos diagnósticos das populações de lince-ibérico, foi elaborado um Plano de Acção para a Conservação do Lince em Portugal (ICNB, 2007) que define as políticas de actuação e estratégias de acção tendo como objectivo final recuperar os núcleos históricos da espécie. As acções de conservação propostas destinam-se a viabilização das populações de lince-ibérico em Portugal e à redução ou eliminação de factores de adversidade.

As principais causas que levaram ao declínio das populações de lince-ibérico resultam da combinação de vários factores tais como a perseguição directa, a destruição de *habitat* e a regressão da principal espécie presa: o coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus* (Ferrerias *et al.*, 1992; Oreja, 1998; Delibes *et al.*, 2000). A estratégia adoptada passa pela aplicação de medidas de conservação *in-situ* (recuperação do *habitat* típico do felino e das populações de coelho-bravo) e *ex-situ* (reprodução em cativeiro para reforços populacionais e acções de reintrodução).

A Serra da Malcata é referida como área tradicional de ocorrência de lince desde os meados do séc. XIX (Lopes, 1899), sendo um dos núcleos históricos mais importante e emblemáticos de Portugal (Palma, 1977; Castro, 1992; Ceia *et al.* 1998, Bessa-Gomes, 2000). No fim da década de noventa vários estudos apontavam já para um estatuto muito preocupante, verificando-se uma situação crítica de pré-extinção (Sarmiento e

Cruz, 1998; Pires & Fernandes, 2001; Sarmiento *et al.*, 2001). Presentemente a possibilidade de presença de lince-ibérico no território da Serra da Malcata é extremamente reduzida (Sarmiento *et al.*, 2004).

O plano de recuperação da população de lince-ibérico da Reserva Natural da Serra da Malcata é parte integrante das políticas de conservação adoptadas na Área protegida. Assim sendo a gestão de *habitat* e a recuperação das populações de coelho-bravo para níveis de abundância adequados a futuros projecto de reintrodução deste felino é um dos objectivo prioritário da Reserva Natural da Serra da Malcata (Sarmiento *et al.*, 2004; Cruz *et al.*, 2007).

Entre 1988 e 1997, as medidas de gestão aplicadas na RNSM, dispersas no espaço e no tempo, revelaram ser pouco eficazes não cumprindo o objectivo de recuperar a população de lince-ibérico. Entre 1997 e 2007 através do projecto LIFE “Recuperação do *habitat* e presas de *Lynx pardinus* na Serra da Malcata” (até 2003) e do Programa Operacional do Ambiente (POA) (a partir de 2003) foi possível aplicar na RNSM uma estratégia de conservação continua e integrada que visou não só a recuperação do *habitat* do lince-ibérico como também a recuperação das populações da principal espécie presa (Cruz *et al.*, 2007)

A estratégia adoptada para a recuperação de coelho-bravo assentou em 2 tipos de actuação: 1) fomento da adequabilidade de *habitat*, com a instalação de um total de 268 abrigos artificiais e abertura de 488 pastagens; 2) 19 acções de reintrodução e repovoamento. No âmbito do projecto LIFE, entre 1999 e 2003 foram realizadas 9 acções de repovoamentos, tendo sido reintroduzidos um total de 131 animais na RNSM, que foram monitorizados antes, durante e depois da operação (Sarmiento *et al.*, 2003). A partir de 2003, e seguindo as directrizes do Grupo de Trabalho do Lince Ibérico, o protocolo foi alterado nos seguintes aspectos: aumentou-se o número de animais introduzidos por cercado de aclimatização para cerca de 100, tendo-se aumentado para 5000 m² a área dos mesmos. Entre 2003 e 2005 foi introduzido um total de 980 coelhos em 10 locais de repovoamento (Capinha, 2005; Paula, 2006; Cruz *et al.*, 2007).

A par destas medidas de gestão iniciou-se um programa de monitorização da espécie aplicado à totalidade da área de Reserva Natural da Serra da Malcata. Este seguimento constitui uma ferramenta fundamental na gestão a médio e a longo prazo das populações de coelho-bravo, uma vez que para além de permitir o estudo da

evolução espácio-temporal permite também diagnosticar as causas de declínio, avaliar as estratégias de conservação implementadas e determinar correctamente o estatuto da espécie (Sarmiento *et al.*, 2003; Cruz *et al.*, 2007).

A presente dissertação de mestrado pretende, através da análise dos dados da monitorização de coelho-bravo na RNSM, compreender a evolução das populações no espaço e no tempo ao longo dos 10 anos de amostragem. Pretende-se ainda, avaliar a eficiência do método utilizado como descritor de tendências populacionais, diagnose de quebras populacionais atípicas e avaliação da eficácia das medidas de gestão aplicadas. A obtenção de mapas de distribuição de densidade contínuos para a totalidade da RNSM em cada época de amostragem, é também um dos objectivos principais deste trabalho uma vez que visualização da informação é de extrema importância a nível da comunicação e divulgação a nível da sociedade e da ciência.

Após o enquadramento geral da tese apresentado neste capítulo (I-Introdução), no capítulo II irá proceder-se à caracterização, ainda que sumária, da biologia, ecologia e gestão da espécie alvo deste estudo – o coelho-bravo. No capítulo III caracteriza-se, de forma sumária, a área de estudo, a Reserva Natural da Serra da Malcata (RNSM), tendo em conta o enquadramento jurídico e legislativo da Área protegida, os aspectos socio-económicos da região envolvente e a caracterização dos valores biofísicos da Serra da Malcata. As metodologias utilizadas na recolha dos dados de campo e respectivo tratamento estatístico e geoestatístico são descritas no capítulo IV, sendo o capítulo V dedicado à discussão dos resultados e descrição das principais conclusões do trabalho. No capítulo VI indicam-se as considerações finais e sugestões de actuação decorrentes desta dissertação.

II – O COELHO-BRAVO

2.1. SISTEMÁTICA

Classe: Mammalia

Ordem: Lagomorpha

Família: Leporidae

Género: *Oryctolagus*

Espécie: *Oryctolagus cuniculus* (Lineu 1758)

Subespécies: *Oryctolagus cuniculus cuniculus*; e *Oryctolagus cuniculus algirus* (esta última é a subespécie existente na Serra da Malcata)

Nome vulgar: coelho-bravo

2.2 ORIGEM E DISTRIBUIÇÃO

O coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus*, é um pequeno mamífero herbívoro originário da Península Ibérica, que evoluiu na região mediterrânica (Branco *et al.*, 2000; Angulo, 2003). A sua distribuição, inicialmente circunscrita à zona mediterrânea Ocidental, Península Ibérica e Sul de França, prolongou-se enormemente por toda a Europa Ocidental e também outras partes do globo, designadamente no Norte e Leste de África, Nova Zelândia, Austrália e Chile (Ferreira, 1992; Callou, 1997; Blanco *et al.*, 1998) e centenas de ilhas (Flux *et al.*, 1983). No caso da Austrália e do Chile, o sucesso reprodutivo do coelho-bravo foi de tal ordem, que rapidamente atingiu densidades excessivas, sendo actualmente considerado uma praga (Jacsic e Soriguer, 1981).

2.3 ECOLOGIA E BIOLOGIA DO COELHO-BRAVO

O coelho-bravo apresenta um comprimento médio de cerca de 40cm, e o peso total do adulto varia entre 1000g e 1200g. Trata-se de uma espécie sem dimorfismo sexual, sendo a fêmea ligeiramente maior e mais pesada que o macho (Blanco *et al.*, 1998; Villafuerte 2002).

Com hábitos crepusculares e nocturnos, apresenta picos de actividade cada 3/4 horas para a manutenção do metabolismo basal. Durante o dia restringe a actividade à proximidade da toca ou às áreas de mato denso, sucedendo-se à noite os períodos de alimentação, repouso e de deslocação (Villafuerte e Jordan, 1991).

Vive em grupos familiares de 2 a 7 indivíduos apresentando uma hierarquia social rígida com um macho e fêmea dominante (Villafuerte e Jordan, 1991 e 1994). Na comunicação entre indivíduos as fezes desempenham um papel fundamental ao nível de demarcação de territórios. A formação de latrinas, localizadas em locais específicos, é um método eficiente de comunicação olfactiva e de troca de informação entre indivíduos (Sneddon, 1991).

Pode reproduzir-se durante todo o ano, sendo a reprodução influenciada pelo clima e pela disponibilidade alimentar. Na Península Ibérica a época de reprodução decorre entre Novembro e Junho, sendo máxima entre Janeiro e Maio (Villafuerte, 2002). Apresenta uma estratégia reprodutiva do tipo “r” (Villafuerte, 1994). O período de gestação tem entre 28-30 dias podendo as fêmeas ter 3 a 5 partos por ano, resultando de cada um deles 3 a 6 crias (Southern, 1940; Villafuerte, 2002).

Apresenta uma dieta diversa com elevada plasticidade alimentar que lhe permite adaptar-se aos recursos disponíveis em cada momento e em cada local (Chapuis e Gaudin, 1995; Carvalho, 2001). A gama de espécies vegetais que compõem a sua dieta é ampla, incluindo plantas herbáceas e lenhosas, constituindo as gramíneas cerca de 70% da dieta do coelho (Chapuis, 1979; Ferreira, 2003; Soriguer, 1988; Villafuerte e Jordan, 1991).

A variedade de espécies consumidas é maior na Primavera do que nas restantes estações do ano. Durante o período de repouso vegetativo das plantas (Outono/Inverno), o regime alimentar altera-se, sendo constituído maioritariamente por raízes e caules ricos em fibras celulósicas (Cooke, 1982), cuja digestão é facilitada por adaptações morfológicas e pelo processo de coprofagia (Hirakawa, 2002). Este comportamento contribui para o aumento da capacidade de carga do *habitat* (Southern, 1940; Villafuerte e Jordan, 1991).

O coelho-bravo possui uma enorme capacidade de adaptação aos vários *habitats* (Lopes, 1995), sendo o seu *habitat* preferencial (Villafuerte e Blanco, 1993) caracterizado por um clima mediterrânico, precipitação média anual de 500 mm, altitude abaixo dos 1000 m, solo macio com uma cobertura arbórea de 20 a 25%, cobertura arbustiva 40%, pasto 35%, solo nu 25% e com linhas de água nas proximidades. Em termos edáficos, prefere solos profundos, fáceis de escavar e bem drenados, de forma a garantir uma boa estrutura para as tocas (Borges 2004).

2.4 A IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA E ECONÓMICA DO COELHO-BRAVO

Considerado como uma espécie chave dos ecossistemas ibéricos, desempenha uma multiplicidade de papéis na dinâmica dos mesmos, da qual se destaca o facto de ser um importante recurso alimentar para 19 espécies de aves de rapina diurnas e nocturnas, e 10 espécies de mamíferos (Delibes e Hiraldo, 1979; Moreno, 1991).

A relativa facilidade de captura e a abundância histórica do coelho-bravo associado à sua dimensão e peso médio são características que o tornaram numa presa energeticamente rentável e comum entre os predadores, que estabeleceram relações co-evolutivas com a sua presa, em particular o lince-ibérico (*Lynx pardinus*) e a águia-imperial (*Aquila adalberti*), ambas espécies em perigo de extinção, que se tornaram especialistas na sua captura (Soriguer, 1983; Monteiro, 1994; Cabral *et al.*, 2005).

A importância do coelho como elo da cadeia trófica reflecte-se, não só a nível dos seus predadores, mas também a nível da composição e evolução das comunidades vegetais (Chapuis, 1979). O coelho-bravo pode causar estragos significativos nas culturas agrícolas e nas pastagens, na regeneração dos repovoamentos florestais e na vegetação natural, pelo que a sua presença pode desencadear alguns conflitos com a comunidade de agricultores e produtores florestais (Ward, 2005).

Devido à facilidade de caça e à sua relativa abundância histórica, o coelho-bravo foi, durante séculos, um importante recurso alimentar no meio rural. Do ponto de vista social e económico esta espécie apresenta ainda hoje um valor inegável, sendo uma das espécies de caça menor mais procurada pelos caçadores, representando uma importante fonte de receitas no mundo rural (Ferreira e Alves, 2006).

2.5 DECLÍNIO DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO: CAUSAS

Apesar da importância do coelho-bravo na Península Ibérica, as suas populações têm sofrido um progressivo declínio nas últimas décadas (Villafuerte e Moreno 1997). Segundo Alves e Ferreira (2002) em Portugal o declínio das populações de coelho-bravo nos últimos 10 anos ultrapassa os 30%, tendo sido recentemente classificado como uma espécie com estatuto de “Quase ameaçada” (Cabral *et al.*, 2005).

O declínio das populações de coelho-bravo ter-se-á iniciado na primeira metade do século XX, como consequência da crescente perda e fragmentação de *habitat* resultante da alteração de usos do solo (Villafuerte, 2002). Por um lado a intensificação agrícola levou à supressão de zonas de refúgio, por outro lado o abandono da agricultura tradicional levou ao adensamento da vegetação, diminuindo as áreas de alimentação do coelho (Ferreira e Alves, 2006). Outra ameaça relaciona-se com a forte reflorestação com espécies exóticas, responsáveis pela diminuição das disponibilidades alimentar e hídrica. Nas últimas décadas o aumento da construção imobiliária e infra-estruturas têm também destruído consideravelmente o *habitat* do coelho-bravo (Delibes *et al.*, 2000).

O aparecimento da Mixomatose nos anos 50 e da Doença Hemorrágica Viral (DHSV), no final da década de 80 do século passado, teve um efeito devastador nas fragmentadas populações de coelho-bravo (Virgós *et al.*, 2005). É possível que a existência de uma doença impeça a recuperação da outra, por matar os indivíduos que estão imunes a uma delas. Em geral, apresentam impactos complementares uma vez que a RHD afecta essencialmente adultos no Inverno e Primavera, enquanto que a Mixomatose afecta principalmente juvenis, na Primavera e Verão. Contudo não foram detectadas, até hoje, interacções directas entre as duas doenças (Villafuerte *et al.*, 1995).

A diminuição de predadores de topo como o lince-ibérico, provocou uma alteração do equilíbrio natural dos ecossistemas, resultando num aumento das populações de predadores generalistas (Bañuls *et al.*, 2005; Hernández, 2005; Moreno, 1991). Esta situação acaba por ter efeitos dramáticos na recuperação das populações de coelho-bravo uma vez que a predação por parte de predadores generalistas incide sobretudo sobre juvenis e as suas populações não são reguladas pela quebra demográfica da população presa (Moreno, 1991).

Enquanto que as técnicas de caça tradicionais eram sustentáveis, algumas práticas mais recentes têm contribuído para o declínio das populações do coelho-bravo. O número de animais abatidos tem vindo a aumentar consideravelmente nos últimos anos e de um modo geral a caça excessiva e o furtivismo são práticas comuns em muitas regiões, potenciando o impacto das epizootias (Angulo, 2003; Delibes *et al.*, 2000).

2. 6 GESTÃO DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO

A conservação do coelho-bravo assume uma importância extrema na Península Ibérica, pela relevância económica e ecológica que assume na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas mediterrânicos e no apoio ao desenvolvimento socio-económico rural que a espécie possibilita enquanto recurso cinegético (Borges, 2004). As medidas que visam a recuperação das populações de coelho-bravo têm sido aplicadas de forma complementar e passam pela gestão do habitat; gestão da pressão cinegética, reintrodução de animais e monitorização das populações (Ferreira e Alves, 2006).

2.6.1. Gestão do habitat

O principal problema da diminuição drástica do número de efectivos numa população não se prende tanto com a redução em si, mas sim com a manutenção desses níveis populacionais, devido à progressiva diminuição da capacidade de suporte do meio. A recuperação do *habitat* adequado para o coelho-bravo surge como uma das formas mais eficazes de restauração do equilíbrio das suas populações, tendo como principal objectivo a optimização do mesmo em função dos requisitos ecológicos da espécie. De um modo geral, a recuperação do coelho-bravo, num dado local, requer a manipulação de três aspectos fundamentais - refúgio, alimento e água (Ferreira e Alves, 2006) – descritos de seguida.

- Criação de refúgio: o coelho normalmente constrói as suas tocas em zonas altas, bem drenadas, sem vegetação, e próximas de áreas de mato de forma a proteger o seu abrigo dos predadores. Quando o solo não permite a sua construção, a ausência de tocas é um dos factores que limita a recuperação das populações. A criação de abrigos artificiais, também designados por maroços, constitui uma alternativa eficaz à falta de refúgios naturais.
- Aumento da qualidade e quantidade dos recursos alimentares: a criação de várias zonas de alimentação contíguas, através de técnicas tradicionais serve para fixar populações em áreas rodeadas por mato, garantindo a existência de zonas de alimentação próximas do coberto arbustivo. A criação de aceiros e corta-fogos em zonas de matos tem também favorecido o desenvolvimento de áreas de alimentação contribuindo assim para a criação de zonas de descontinuidade que favorecem as populações de coelho-bravo.

- Criação de rede de pontos de água: Apesar de se ter estimado que o coelho necessita de mais de 55% de água na sua dieta, normalmente o coelho não bebe água, isto porque a elevada percentagem de água existente nos tecidos vegetais de que se alimenta é suficiente (Cooke, 1982). Contudo, os Verões, nos ecossistemas mediterrâneos, são períodos relativamente críticos a nível hídrico, uma vez que a vegetação está seca, sendo recomendável a distribuição de bebedouros em locais estratégicos.

2.6.2. Gestão da pressão cinegética

A exploração cinegética deverá ser vista como um aproveitamento racional e sustentável de um recurso renovável, planificada e ordenada, com base nos princípios de preservação e melhoria dos recursos cinegéticos, de forma a ser compatível com a conservação da natureza (Borges, 2004). A gestão das quotas de abate das populações exploradas cinegeticamente, deverá ser feita em cada época venatória, tendo em conta o estado das populações, em termos de distribuição e abundância, assim como a condição física dos animais abatidos e a própria capacidade de carga do habitat (Ferreira, 2003).

2.6.3. Repovoamentos

A prática de repovoamentos, é uma ferramenta muito útil e cada vez mais frequente na conservação e gestão da vida selvagem (IUCN, 1996) que tem sido amplamente aplicada na recuperação das populações de coelho-bravo. Infelizmente a este tipo de acções está associado um grau de insucesso elevado relacionado com a elevada taxa de mortalidade, que ocorre nos primeiros dias, após a libertação dos animais. O aumento dos níveis de *stress* relacionado com o manuseamento e a libertação dos animais num ambiente que não lhes é familiar, aumenta a sua vulnerabilidade à predação e impacto de várias doenças (Arthur, 1989b; Letty *et al.*, 2000 e 2002; Calvete e Estrada, 2004; Moreno *et al.*, 2004).

Este insucesso tornou evidente a necessidade de alterações profundas nos protocolos experimentais, sendo crucial a compreensão dos factores ecológicos associados ao sucesso das operações (Moreno *et al.*, 2004). A construção de cercados de aclimação tem contribuído para aumentar o sucesso dos repovoamentos, ao restringir a dispersão inicial dos animais e proteger dos principais predadores, dando-lhes tempo

para se adaptarem às características do *habitat* (Ferreira e Alves 2006). O aumento de densidade pode não ser perceptível a curto prazo, pois muitas vezes, o número de animais introduzidos não é suficiente para provocar um aumento instantâneo da densidade mas, através do seu potencial reprodutor, um crescimento significativo da população pode efectivamente ocorrer a médio prazo (Monteiro, 1994).

É de salientar que os repovoamentos devem ser sempre as últimas opções de intervenção a considerar, devendo ser realizadas apenas quando já foram colocadas em prática todas as acções que permitem a recuperação natural das populações (Ferreira, 2003). Uma das razões pelas quais este tipo de medidas de gestão acaba por ser contraproducente está relacionada com os riscos de introdução de novas estirpes de vírus e parasitas na população receptora, além do facto de poderem vir a alterar as características genéticas das populações autóctones (Lumeij, 1997).

2.7 Monitorização das populações de coelho-bravo e das medidas de gestão

Todas as acções de gestão devem ter por base conhecimentos sobre a ecologia da espécie alvo devendo ser planificadas cuidadosamente de acordo com a realidade de cada local. É por isso importante determinar, com o máximo rigor possível, a distribuição e abundância de coelho-bravo, as suas preferências alimentares e os factores que influenciam esses padrões de ocorrência e abundância. A monitorização constitui, deste modo, uma ferramenta fundamental na gestão a médio e longo prazo das populações desta espécie (Ferreira, 2003).

Tendo em conta que a monitorização do coelho-bravo, implica o estudo da evolução temporal das suas populações, a metodologia utilizada deverá ser económica, simples de aplicar, e acima de tudo fornecer resultados fiáveis e comparáveis. Os métodos utilizados para o efeito poderão ser directos e indirectos, sendo que os directos (mais dispendiosos) se baseiam na observação directa dos indivíduos ao longo de percursos pré-definidos (Telleria, 1986). Os métodos indirectos (menos dispendiosos) baseiam-se na quantificação dos indícios de presença da espécie (tocas, escavadelas, excrementos dispersos e latrinas), que no caso do coelho-bravo são geralmente facilmente reconhecidos (Telleria, 1986; Ferreira, 2003).

III – RESERVA NATURAL DA SERRA DA MALCATA

3.1 ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO

Com uma área total de aproximadamente 16 348 ha a RNSM situa-se na Região Centro de Portugal na zona de fronteira com Espanha, denominada Raia Central, constituindo juntamente com as Serras da Gata e Béjar, o extremo Oeste da Cordilheira Central Ibérica (RNSM, 2003). Localizada entre a parte setentrional do Concelho de Penamacor (Distrito de Castelo Branco) e o extremo Sudeste do Concelho do Sabugal (Distrito da Guarda) junto à fronteira com as províncias espanholas de Estremadura e Castilla y Leon estende-se por sete freguesias, nomeadamente, Penamacor, Meimoa, Meimão no Concelho de Penamacor e Malcata, Quadrazais, Vale de Espinho e Fóios no Concelho do Sabugal (Gonçalves *et al.*, 1999; RNSM, 2003).



Figura 1 – Localização geográfica da Reserva Natural da Serra da Malcata (adaptado de ICN 2005).

3.2 CARACTERIZAÇÃO DE VALORES NATURAIS

Geologia e edafologia

As principais formações geológicas presentes na Área Protegida são originárias do Pré-Câmbrico e pertencem ao complexo xisto-grauváquico ante-ordovício, sendo

cortada por dois filões de quartzo paralelos com uma extensão de 12 km, com orientação Nordeste-Sudoeste e que surgem pontualmente em alguns locais sob a forma de afloramentos rochosos (RNSM, 2003).

Os solos existentes provêm de uma base xistosa e classificam-se como litólicos húmicos e incipientes (litossolos), pouco desenvolvidos (esqueléticos), de pequena espessura e baixa fertilidade. São considerados solos pobres devido à sua topografia complexa e degradação causada pela secular influência humana (RNSM, 2003).

Climatologia

A caracterização bioclimática varia entre o supramediterrânico superior e mesomediterrânico superior, e inclui pisos bioclimáticos que variam do húmido, com variante térmica fria, ao sub-húmido de variante térmica fresca, desde os pontos altos mais setentrionais (cumes e vertentes Norte) até aos vales a Sul e médias e altas altitudes das vertentes meridionais (Silveira, 1990).

O clima patente na região classifica-se como temperado moderado, do tipo mediterrânico, caracterizado por duas estações temperadas (Outono e Primavera), intercaladas por outras duas mais extremas (Verão quente e seco e Inverno frio e húmido). A precipitação varia entre os 850 e 1400 mm e a temperatura média anual entre 10 °C nas cotas mais elevadas e os 14 °C nas altitudes mais baixas. Na RNSM o clima torna-se mais quente e seco no sentido Norte-Sul, principalmente devido à diminuição da latitude e altitude neste sentido (Castro, 1992; Rego *et al.*, 2000).

Topografia e Hidrologia

Sistema montanhoso caracterizado por uma sequência de cabeços arredondada de forma suave, separados por vales profundos constituindo um maciço com orientação Nordeste-Sudoeste. A principal linha de cumeada separa as bacias hidrográficas do Tejo e Douro, dividindo a RNSM em duas áreas topograficamente distintas. A Sul, na bacia hidrográfica do Tejo, as variações de cota são mais acentuadas (425 a 1078m), os declives são em média maiores e as exposições Sul e Oeste são as dominantes. A Norte, na bacia hidrográfica do Douro, as amplitudes de cota são mais baixas (800 a 1000m),

os declives substancialmente mais modestos e as vertentes encontram-se fundamentalmente viradas a Norte e Este (Lousã *et al.*, 1992; Silva 1998; RNSM 2003).

Apresenta uma abundante rede de linhas de água, profundamente encaixada nos xistos, e que se separa em três conjuntos hidrográficos distintos, assim distribuídos de Norte para Sul: Rio Côa, Ribeira da Meimoa e Rio Bazágueda, pertencendo o primeiro à bacia hidrográfica do Rio Douro e os últimos à do Rio Tejo (Lousã *et al.*, 1992).

Vegetação

A floresta actual, é dominada pelo carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) nas áreas com exposição Norte, e pela azinheira (*Quercus rotundifolia*) associada ao medronheiro (*Arbutus unedo*) nas zonas mais áridas de exposição Sul. O centro da RNSM caracteriza-se por ser uma zona de transição onde ocorrem ambas as espécies, sendo que o carvalhal está fracamente representado. Nas margens dos principais cursos de água, persistem o freixo (*Fraxinus angustifolia*), o amieiro (*Alnus glutinosa*) e os salgueiros (*Salix spp.*) (Lousã *et al.*, 1992; Gonçalves *et al.*, 1999; Rego *et al.*, 2000).

Das espécies arbóreas introduzidas, a cultura mais antiga é a do castanheiro (*Castanea sativa*) nas encostas voltadas a Norte, e da oliveira (*Olea europea*), no centro e sul. Actualmente a maioria das árvores existentes são resinosas, nomeadamente o pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), o pinheiro-negro (*Pinus nigra*) e a pseudotsuga (*Pseudotsuga menziesii*).

A paisagem é actualmente dominada por grandes extensões de vegetação arbustiva (matagais), de estrutura e composição florística variáveis, que cobrem cerca de metade da área desta reserva. (Lousã *et al.*, 1992; Rego *et al.*, 2000).

Fauna

Na RNSM existem 217 espécies de vertebrados, das quais 9 são peixes dulciaquícolos, destacando-se quatro endemismos ibéricos. Encontram-se descritas 14 espécies de anfíbios, 76% do total de espécies existentes no território continental português, das quais três são consideradas prioritárias e cinco são endemismos ibéricos. As aves constituem o grupo faunístico com maior riqueza específica total e maior número de espécies prioritárias presente na Área Protegida (RNSM, 2003).

Estão inventariadas 35 espécies de mamíferos para a RNSM, cerca de 45% do total de espécies que ocorrem no território continental português. Apesar de não estar referenciado nenhum abrigo de Quirópteros na Serra da Malcata está confirmada a presença de cinco espécies nesta área. Com 11 espécies de carnívoros, cerca de 90% do total existentes em Portugal, é de destacar a presença lobo-ibérico, *Canis lupus signatus* (RNSM, 2003). e a presença histórica do lince-ibérico, *Lynx pardinus*, em que o último registo positivo da espécie se reporta a 1997 tendo-se considerado extinto localmente em 2003 (Sarmiento *et al.*, 2004).

A presença de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) e a sua gestão na RNSM, tem especial interesse para a Área Protegida, uma vez que a diminuição da sua densidade é uma das principais causas do declínio das populações de lince-ibérico (Sarmiento *et al.*, 2003).

3.3 CARACTERIZAÇÃO SOCIO-ECONÓMICA DA RNSM

Os municípios de Penamacor e Sabugal são concelhos rurais em franca recessão demográfica, com elevada percentagem de áreas agrícolas e florestais, predominando a agricultura de subsistência que se concentra maioritariamente junto às principais linhas de água (Silveira, 1990;RNSM, 2003).

Nas últimas décadas tem-se verificado um aumento da zona florestada, resultado do abandono da agricultura tradicional seguido de florestações. Através da análise da evolução do uso do solo, as principais alterações detectadas nos últimos 50 anos são, em linhas gerais, uma diminuição de 86,15% e 66,03%, respectivamente, dos sistemas agrícolas e agroflorestais e das formações arbustivas e uma duplicação na área recoberta por bosques autóctones e um aumento de 31% das manchas florestadas (RNSM, 2003).

Relativamente ao regime cinegético na RNSM, no território pertencente ao município de Penamacor, cerca de 60 % da área total da reserva, é uma Zona de Interdição à Caça, desde 1993. Na área correspondente ao município do Sabugal, predomina o regime cinegético ordenado representado por quatro zonas de caça associativas: Malcata, Quadrazais, Vale de Espinho e Amigos dos Fóios (RNSM, 2003).

3.4 CRONOLOGIA DA RNSM: CRIAÇÃO E ENQUADRAMENTO LEGAL

Seguidamente são apresentados, por ordem cronológica, os episódios mais importantes ao nível da investigação, da gestão de *habitats* e da legislação que estão relacionados com a RNSM.

1977 – Trabalho de estágio “Contribuição para o Estudo do lince-ibérico, *Lynx pardina*, e sua Conservação na Serra da Malcata”, realizado pelo Dr. Luís Palma, desempenhou um papel fundamental na percepção da importância natural da serra da Malcata;

Década 70 – Portucel (Empresa Produtora de Pasta e Papel S.A.) começou a florestar com várias espécies de *Pinus*, *Eucalyptus* e *Pseudotsuga menziesii* a região centro da Serra, destruindo o *habitat* típico do coelho-bravo e do lince-ibérico;

– Campanha “Salvemos o Lince e a Serra da Malcata” levada a cabo pela Liga para a Protecção da Natureza (LPN);

1981 – Criação da Reserva Natural Parcial da Serra da Malcata (Decreto-Lei Nº 294/81 de 16 de Outubro);

1986 – Área protegida inventariada como Biótopo CORINE (C12800014) e classificada como Reserva Biogenética do Conselho da Europa;

1993 – Reclassificação como Reserva Natural da Serra da Malcata (RNSM) (Decreto Regulamentar Nº 28/99 de 30 de Novembro, no âmbito do Decreto-Lei Nº 19/93 23 de Janeiro);

1997 – Classificação como Sítio PTCON0004 – Malcata (Resolução do Conselho de Ministros nº 142/97, de 28 de Agosto);

1999 – Classificação como Zona de Protecção Especial (ZPE) para a avifauna (Decreto-Lei nº 384-B/99, de 23 de Setembro);

2003 – Aprovação do Plano de Ordenamento da Reserva Natural da Serra da Malcata (PORNSM).

IV – METODOLOGIAS

4.1. MONITORIZAÇÃO DO COELHO-BRAVO NA RNSM

4.1.1 Determinação das densidades populacionais

A monitorização do coelho-bravo na RNSM decorreu entre 1998-2007, efectuando-se duas épocas de amostragem por ano: no Inverno (entre Fevereiro e Março) de forma a cobrir a altura de menor densidade da espécie, e no Verão (entre Julho e Setembro) coincidindo com os períodos de maior abundância. A primeira época de amostragem reporta-se ao Inverno 1997/1998 e a última ao Inverno 2006/2007. Por questões logísticas não foi possível realizar os censos no Verão de 2002, Inverno de 2003/2004 e Verão de 2004 (Capinha 2005; Sarmiento *et al.*, 2003).

Para determinar as densidades populacionais de coelho-bravo aplica-se em cada época o procedimento descrito por Sarmiento e Cruz (1998). Este tem por base métodos indirectos, que utilizam a contagem de latrinas em transectos lineares para determinar as densidades absolutas (nº indivíduos/ha) através de uma equação exponencial. Para tal, a área de estudo foi dividida em quadrículas UTM de 2x2 Km, obtendo-se um total de 59 quadrículas, das quais se monitorizam anualmente 51. Em cada uma das quadrículas foram definidos transectos lineares de um quilómetro de extensão, os quais se localizavam em caminhos ou aceiros e eram representativos da quadrícula, quer em termos de distribuição do coelho-bravo, quer em termos de cobertura vegetal (figura2). Cada um foi percorrido a pé por 2 observadores, de forma a contabilizar os indícios de presença numa faixa de 5m para cada lado do percurso (Sarmiento *et al.* 2001).

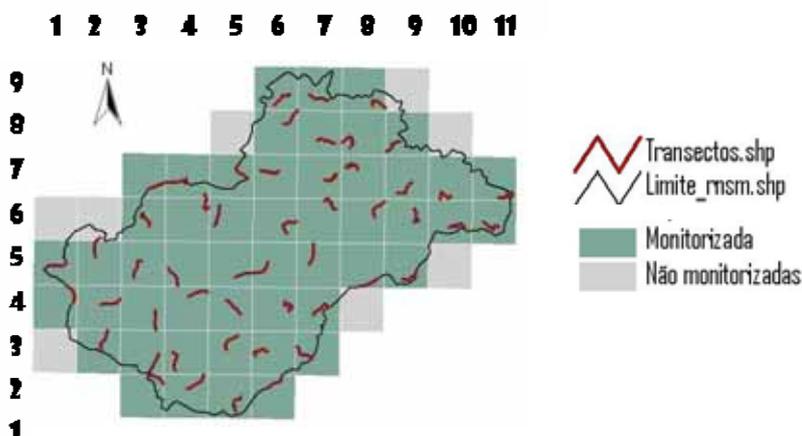


Figura 2 – Representação visual da Reserva Natural da Serra da Malcata, dividida em quadrículas UTM 2x2Km e dos transectos lineares prospectados em cada época de amostragem.

As latrinas foram georeferenciadas através de um navegador GPS (Garmin® *etrex: vista, venture e summit*), tendo sido diferenciadas, de acordo com o número de excrementos que as compõem, em:

Latrina tipo I – 1 a 50 excrementos;

Latrina tipo II – 51 a 125 excrementos;

Latrina tipo III – mais de 125 excrementos.

Esta classificação tem por base o estudo de Sarmiento e Cruz (1998) no qual se efectuaram contagens de excrementos em 30 latrinas de cada tipo, seleccionadas aleatoriamente, a no qual se determinou o coeficiente de importância de cada tipo de latrina relativamente às latrinas de tipo I.

O coeficiente de importância de cada latrina, permite converter os dados obtidos nos transectos, em índices de abundância (IA) de acordo com a seguinte fórmula:

$$IA = (12,1 N_{III} + 5,1 N_{II} + N_I) / EP,$$

onde N_I , N_{II} e N_{III} representam, respectivamente, o número de latrinas tipo I, tipo II e tipo III. Os valores numéricos 1; 5,1 e 12,1 representam os coeficientes de importância de cada tipo de latrina e EP o espaço percorrido em quilómetros.

Para o cálculo de densidades absolutas, para além da aplicação da metodologia descrita por Sarmiento e Cruz (1998), seleccionaram-se aleatoriamente 13 quadrículas, onde se aplicou o método de contagem de excrementos em unidades de amostragem (Forys e Humphery, 1997), de forma a obter valores de densidades absolutas (indivíduos/ha). Através da aplicação de uma regressão linear entre os dados obtidos em ambas as metodologias foi possível converter os valores dos índices de abundância em densidades absolutas (DA):

$$DA \text{ (coelhos/ha)} = 0,0203 \times IA \text{ (} r^2 = 0,84 \text{ e } p < 0,005 \text{)}$$

A aplicação da contagem de excrementos para obtenção de índices de abundância, tem associado diversos factores de erro que deverão ser tidos em conta, tais como a taxa de defecação e decomposição dos excrementos (Telleria, 1986). A quantidade de excrementos de coelho-bravo depende efectivamente de diversos factores, nomeadamente, do número

de animais existente, da taxa de defecação e de decomposição dos excrementos e, ainda, das características particulares do *habitat* nos pontos de amostragem (Monteiro, 1994).

Uma vez que tais factores podem implicar uma subvalorização das populações animais, a contagem de excrementos de coelho-bravo na RNSM, contemplou, desde o início da sua aplicação, todos os condicionalismos inerentes ao método. Em termos da distribuição dos excrementos, contemplaram-se as áreas de maior possibilidade de deposição de excrementos para amostragem. Relativamente às taxas de defecação e de decomposição dos excrementos, foram determinadas aquando da conversão dos IA's em DA's e, portanto, foi contemplada a sua variação ao longo da área total da RNSM. Assim, assumiu-se que o número de excrementos contados constitui um índice adequado da densidade de coelho-bravo para a área de estudo em questão.

4.1.2 Análise estatística

A análise dos dados foi feita com base nos procedimentos estatísticos descritos em Zar (1996). Para testar a normalidade dos dados utilizou-se o teste não paramétrico Kolmogorov-Smirnov (KS), tendo-se procedido a uma transformação dos dados de forma a normaliza-los.

Tendo em conta que, com as amostragens de Verão e Inverno se pretende avaliar os períodos de densidade máxima e mínima em cada ano, utilizou-se um test-t para amostras emparelhadas de modo a testar-se a existência de diferenças entre épocas em cada a ano. Para averiguar se existem ou não diferenças significativas entre os diferentes anos procedeu-se a uma análise de variância usando o procedimento *Repeated Measures GLM* (*Generalised Linear Model*) utilizando o *software* Minitab 14[®]. Nos casos em que foram detectadas diferenças significativas, efectuaram-se comparações entre anos, através do teste de *Tukey* (Minitab 14[®] Inc., 2003).

4.1.3 INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DOS DADOS

A criação de mapas de distribuição e abundância de coelho-bravo para toda a área de estudo em cada época fornece uma visão global da tendência, assumindo um papel fundamental na gestão da espécie.

Foram criados em Arcmap® (ESRI, 2000), mapas de presença/ausência de coelho-bravo na RNSM, em que as quadrículas com presenças foram discriminadas em classes de densidade através do uso de um gradiente de cor. Foram também criados mapas de densidade contínuos através de métodos de interpolação espacial (IDW), os quais permitem transformar dados isolados no espaço, em dados contínuos (Clark, 1979; Wingle e Poeter, 2001).

O IDW, *Inverse Distance Weighted*, é um método de extrapolação exacto que cria superfícies contínuas a partir da extensão de similaridade entre os pontos medidos, forçando os resultados da superfície criada a passar pelos valores calculados e onde os valores máximos e mínimos na superfície de interpolação apenas podem aparecer nos pontos amostrados. É o interpolador que melhor se adapta a valores arbitrários sobre a grelha, isto é, dados que não têm relação ou interferência sobre os valores da vizinhança, tal como valores populacionais, e também a dados dispersos (Johnston *et al.*, 2001).

Para prever o valor de qualquer ponto não amostrado, o IDW utiliza os valores amostrados que rodeiam a área a prever, tendo por base o pressuposto de que as coisas mais próximas são mais parecidas que as mais afastadas. Os valores mais próximos do local a ser calculado têm mais influência sobre o valor a ser calculado que os mais afastados, pelo que cada ponto medido tem uma influência local que diminui com a distância (Johnston *et al.*, 2001).

Para a execução do método foi necessário transformar cada quadrícula UTM 2x2 km (*raster*) em polígonos individuais (*vectorial*) e determinar o centro de cada polígono (*centroides*). De seguida, associaram-se os valores das densidades absolutas à tabela de atributos correspondente a cada *centroides* e aplicou-se o método IDW a partir do *software* ArcMap® (ESRI, 2000). Esta metodologia foi aplicada a todos os dados existentes relativos à monitorização de coelho-bravo.

4.2 AVALIAÇÃO DAS MEDIDAS DE GESTÃO ATRAVÉS DA MONITORIZAÇÃO

A avaliação das medidas de gestão foi feita ao nível das quadrículas, tendo como base os resultados da Monitorização de coelho-bravo. O total das quadrículas em que foram aplicadas medidas de gestão (N=12), foi designado como grupo “quadrículas com

gestão” e engloba as quadrículas com repovoamentos, gestão de *habitat* e quadrículas com ambas as medidas. Este grupo foi comparado com um grupo de referência “quadrículas referência”, o qual é constituído por nove quadrículas, geograficamente próximas, com densidades iniciais semelhantes e mesmo tipo de coberto vegetal, nas quais não foi aplicado qualquer tipo de gestão (Figura 3).

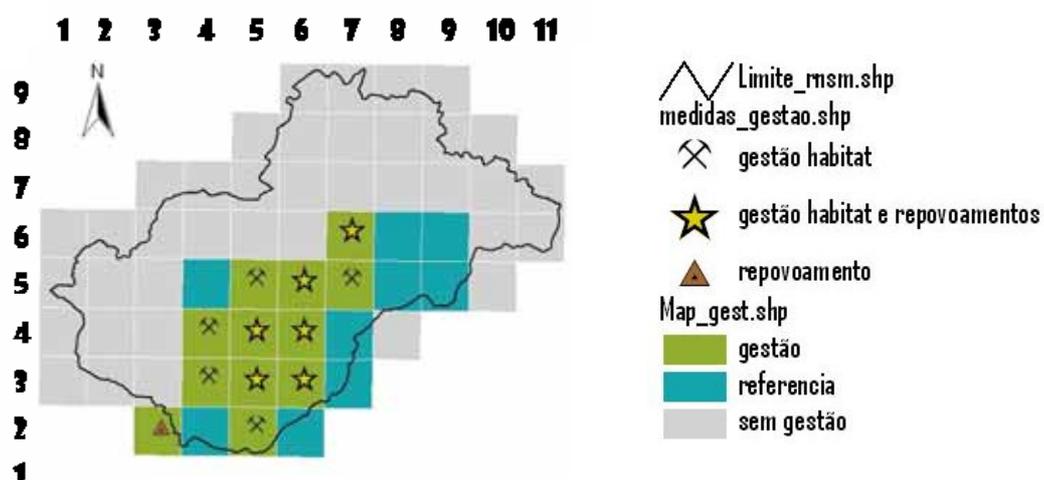


Figura 3 – Identificação das quadrículas com gestão (repovoamentos e/ou gestão de *habitat*) e quadrículas referência.

Análise estatística

Nas “quadrículas com gestão” realizou-se uma análise de variância usando o procedimento Repeated Measures GLM, de forma a determinar se existem ou não diferenças significativas entre as várias épocas de amostragem. Nos casos em que foram detectadas diferenças significativas, efectuaram-se comparações entre épocas, através do teste de *Tukey* (software Minitab 14 ® Inc., 2003)

Utilizou-se um *test-t* emparelhado para verificar se os grupos “quadrículas com gestão” e “quadrículas referência” são ou não estatisticamente diferentes (Minitab 14 ® Inc., 2003).

V. RESULTADOS

5.1 MONITORIZAÇÃO DO COELHO-BRAVO NA RNSM

A figura 4 representa o estudo percentual, por épocas de amostragem, das quadrículas em que a espécie está presente, tendo-se subdividido a análise em quadrículas com baixa densidade (inferior a 1,5 coelho/ha), quadrículas com densidade média (entre 1,5 e 4 coelho/ha) e quadrículas com alta densidade (densidades superiores a 4 coelho/ha).

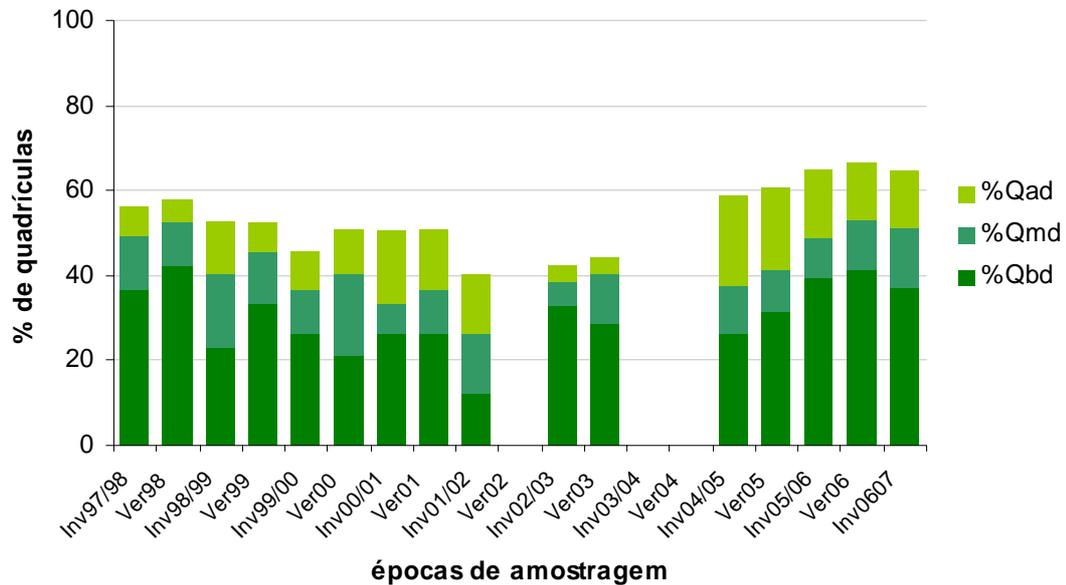


Figura 3 - Dados relativos à percentagem de quadrículas com presença de coelho-bravo na RNSM discriminado por % de quadrículas com baixa densidade (%Qbd); % quadrículas de media densidade (%Qmd) e % de quadrículas de alta densidade (%Qad).

Tem-se verificado, principalmente nas últimas épocas amostradas, o aumento de quadrículas com presença de coelho-bravo, aumento esse que se relaciona essencialmente com o aumento de quadrículas recentemente povoadas e que apresentam densidade baixas. A percentagem de quadrículas com alta densidade tem diminuído ligeiramente. Contudo as que se mantêm têm registado valores de densidade bastante elevados, tendo-se atingido no Inverno de 2006/2007 um máximo histórico desde o início da monitorização, em que se registaram médias acima dos 20 coelhos/ha, em algumas quadrículas.

A figura 5 representa a variação da densidade média do coelho-bravo, em cada época de amostragem, para o total da RNSM. Tem-se verificado um aumento gradual na densidade média de coelho-bravo na RNSM, o qual se tornou mais evidente nas últimas épocas de amostragem, tendo-se registado a média de 3 coelho/ha no Inverno 2006/2007. O aumento do erro padrão associado a cada média reflecte também o aumento da diferença de densidades entre quadrículas em cada época, reflexo do aumento do número de quadrículas com elevada densidade.

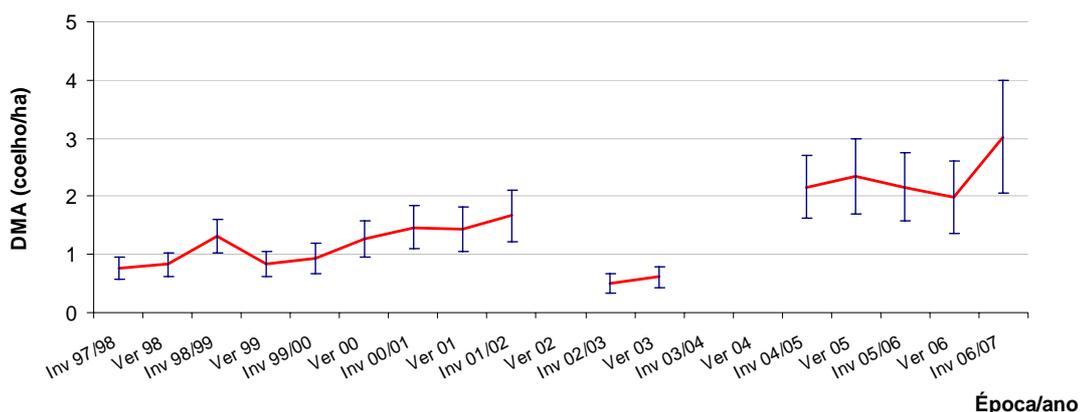


Figura 5 – Variação da densidade média absoluta de coelho-bravo na RNSM, ao longo das várias épocas de amostragem, e respectivo erro padrão.

Uma vez que nenhuma das épocas apresentava uma distribuição normal (Kolmogorov-Smirnov K-S, $p < 0,0001$), procedeu-se à transformação dos dados, tendo-se agrupado as quadrículas de 2×2 Km em quadrículas 4×4 Km (Figura 6). Após o cálculo das densidades médias de cada nova quadrícula, procedeu-se à logaritmização dos dados [$\log_{10}(\text{densidade}+1)$], de forma a obter uma distribuição normal dos dados (K-S, $p > 0,1$).

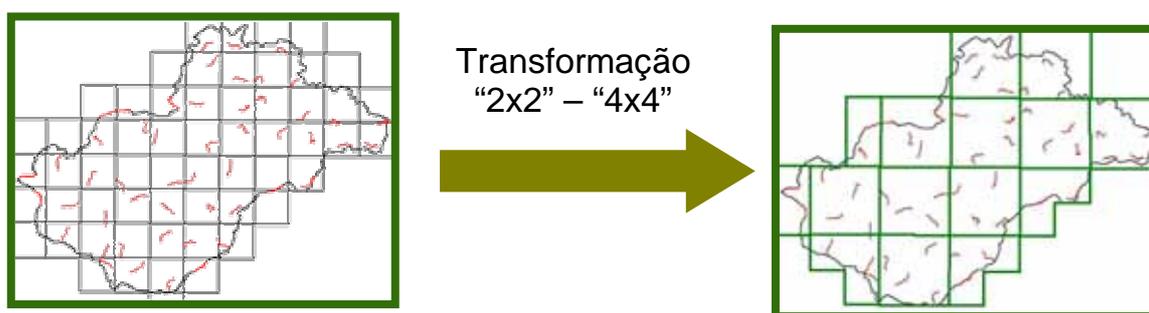


Figura 6 – representação esquemática da transformação efectuada aos dados relativos às densidades médias em quadrículas UTM 2×2 Km.

Na figura 7 representa-se a densidade média do Verão e Inverno de cada ano monitorizado. Concluiu-se que não existem diferenças significativas entre as épocas

“Verão” e “Inverno” nos sete anos em que foram efectuadas as duas épocas de amostragem ($t=0,32$; $p=0,751$; $df=104$), sendo a diferença média entre épocas de 0,1 coelho/ha (I.C. a 95% entre -0,17 e 0,24).

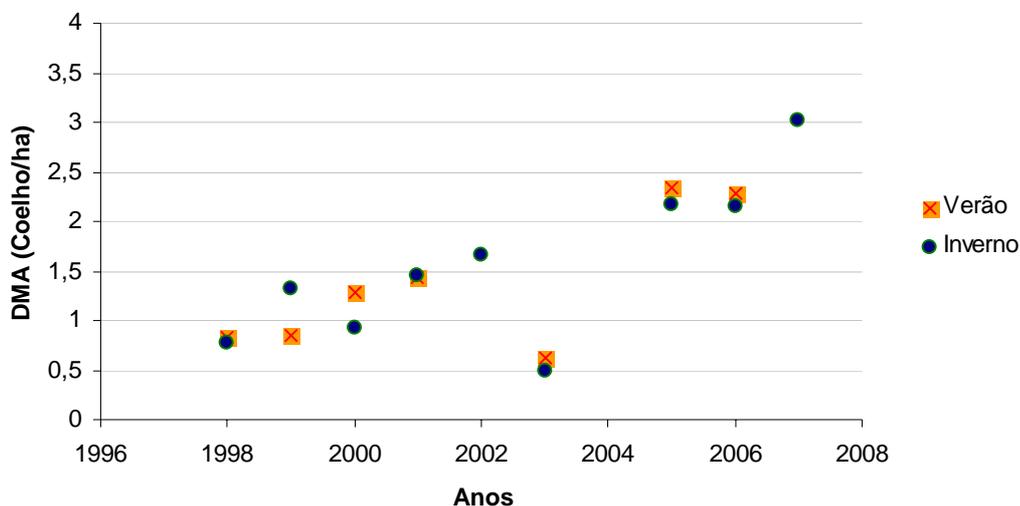


Figura 7 – Representação gráfica da densidade média absoluta no Inverno e Verão de cada ano

Tendo em conta que não foram detectadas diferenças significativas entre Verões e Invernos, e tendo em conta que para os anos de 2002 e 2007 apenas foi possível realizar uma das épocas, optou-se por considerar a média obtida nos Invernos como o valor desses anos. Assim, na figura 8 representa-se a evolução da densidade de coelho-bravo na RNSM entre os anos de 1998 e 2007.

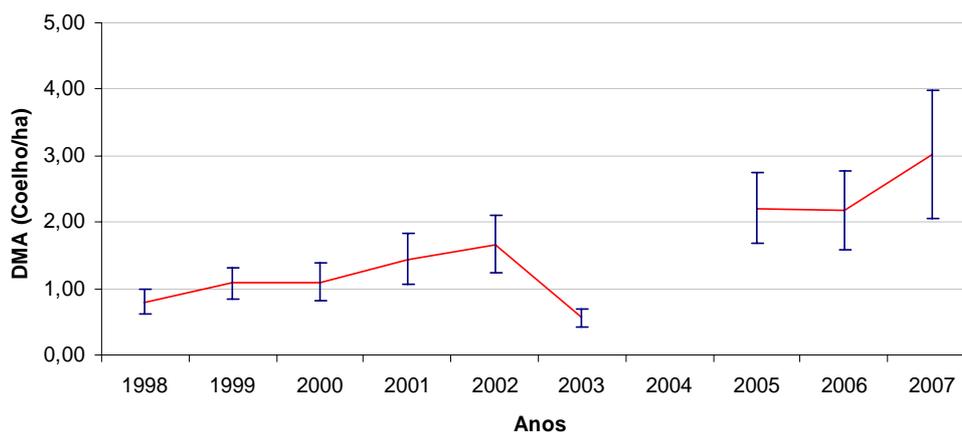


Figura 8 – Variação da densidade média absoluta de coelho-bravo na RNSM, ao longo dos anos de amostragem, e respectivo erro padrão.

Entre 1998 e 2002 a densidade média da RNSM aumentou de forma gradual registando-se, em 5 anos de monitorização, um aumento de quase 1 coelho/ha, no total da RNSM. Em 2003 ocorre uma quebra brusca, a qual não se pode delimitar com precisão no tempo uma vez que a ausência de dados nas épocas pré e pós quebra dificultam essa análise. Em 2005, quando é retomada a monitorização da espécie, registam-se densidades acima de 2 coelho/ha, tendo aumentado para 3 coelho/ha no presente ano de 2007.

A análise de variância, usando o procedimento GLM, revela a existência de diferenças significativas entre anos ($F=3,76$; $p<0,01$; $df=8$). O ano de 2003 é estatisticamente diferente dos anos 2005, 2006 e 2007 ($t=3,96$; $t=3,58$; $t=3,74$; $p<0,05$, respectivamente).

A evolução das densidades de coelho-bravo, por quadrícula, na RNSM está representada na figura 9. As quadrículas em que a espécie está ausente estão representadas a branco, e a presença e abundância é assinalada por diferentes tonalidades cinza/preto. Na figura 10, apresentam-se os mapas obtidos a partir da interpolação dos dados de densidade adquiridos através da aplicação do método IDW.

Ambas as abordagens possibilitam o acompanhamento da evolução das populações não só a nível global mas, também, ao nível local, uma vez que permite situar os valores obtidos no mapa da RNSM. Enquanto que na primeira se assume que cada quadrícula apresenta um único valor de densidade, os mapas criados pelo IDW apresentam manchas de densidade, permitindo identificar não só os núcleos populacionais dentro da área protegida, como também o grau de isolamento/continuidade que existe entre eles.

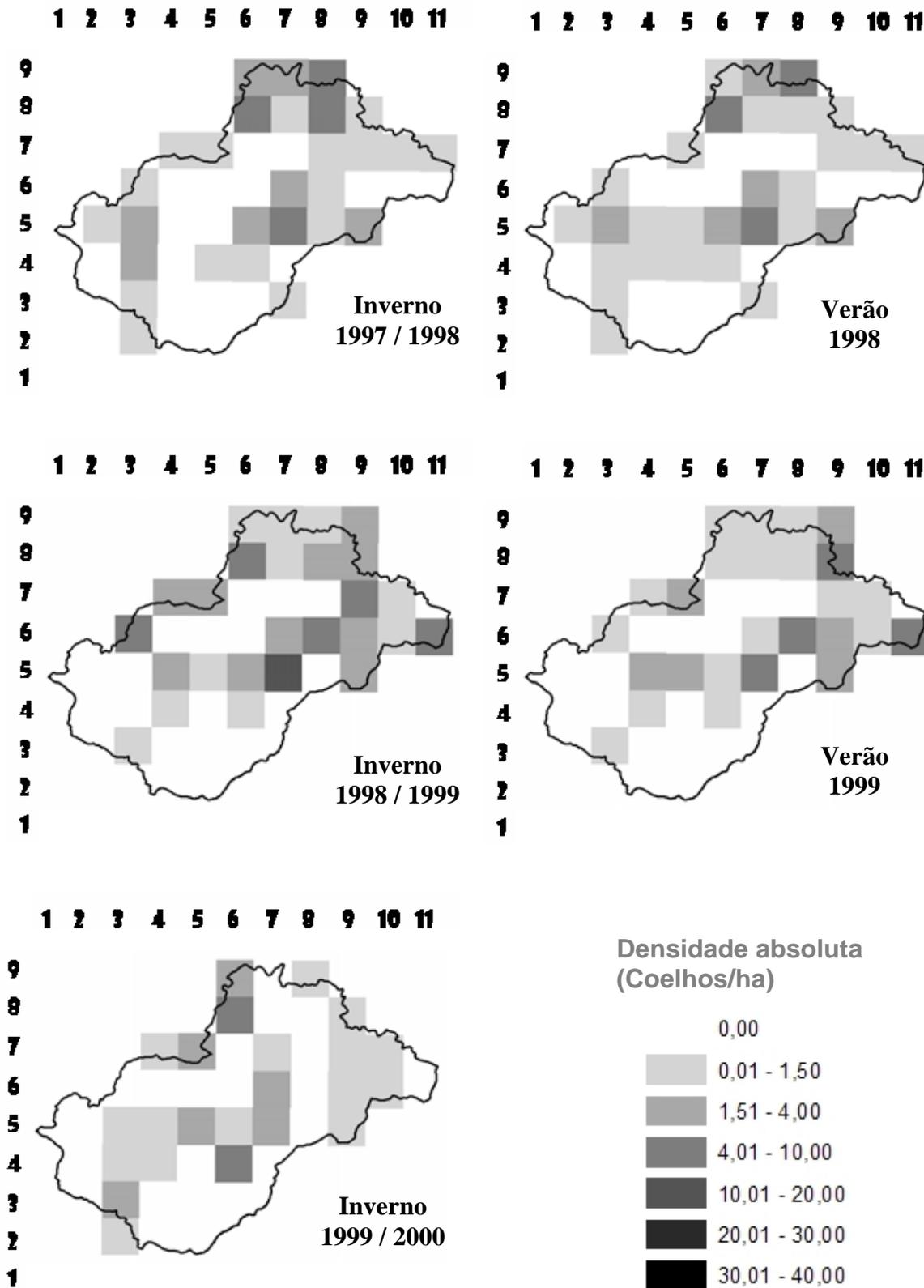


Figura 9 – Densidade média de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

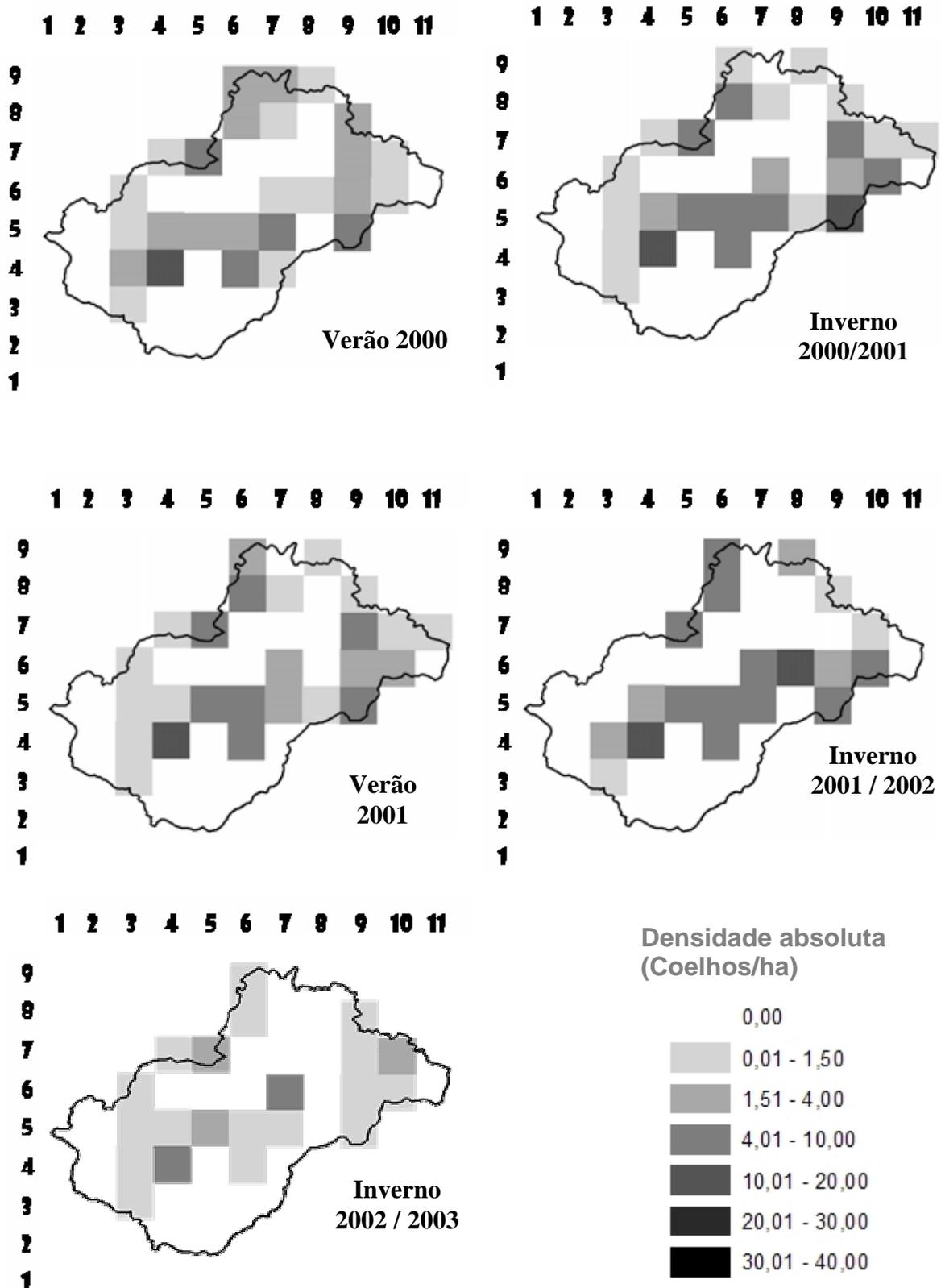


Figura 9 – Densidade média de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

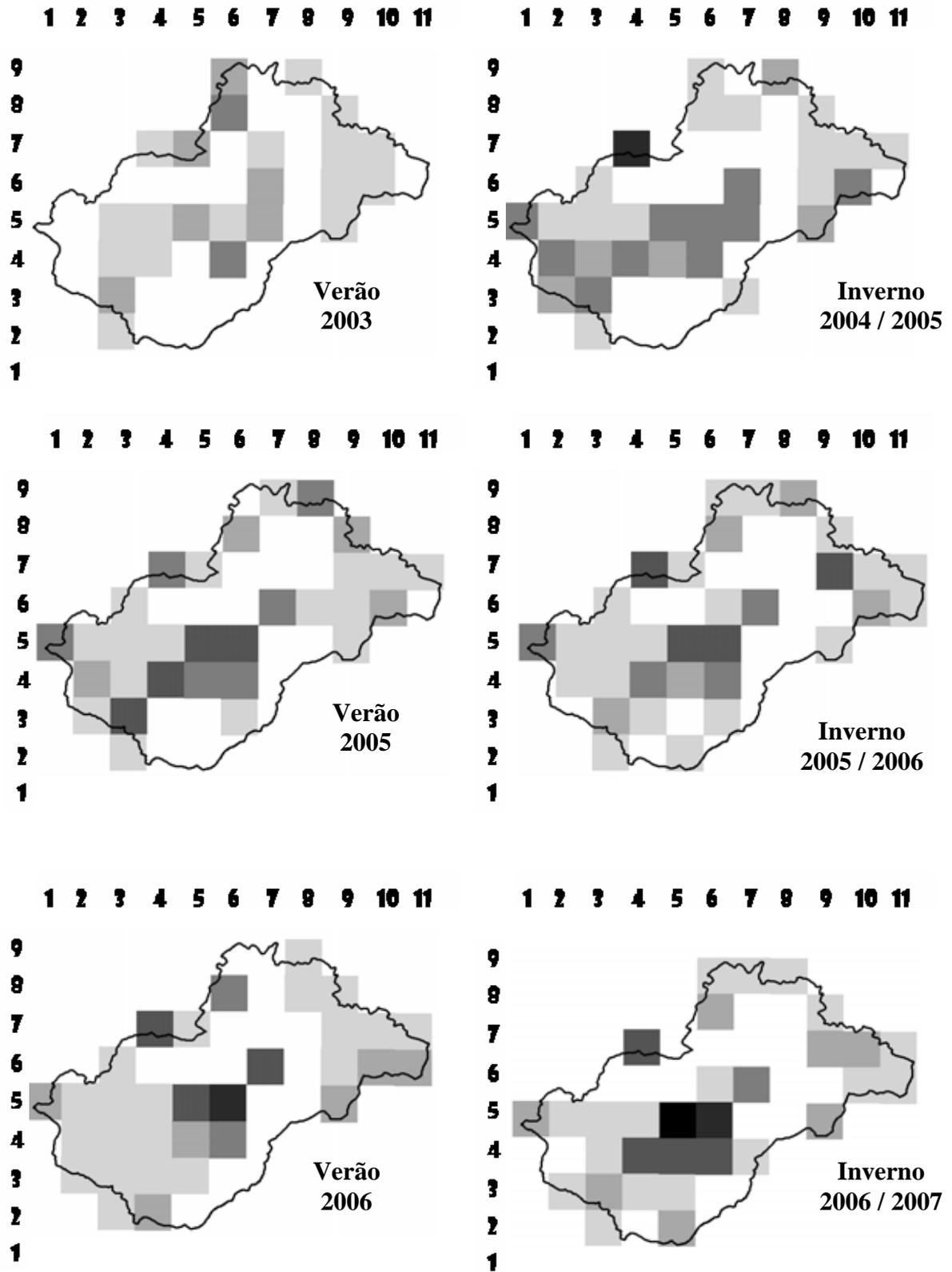


Figura 9 – Densidade média de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

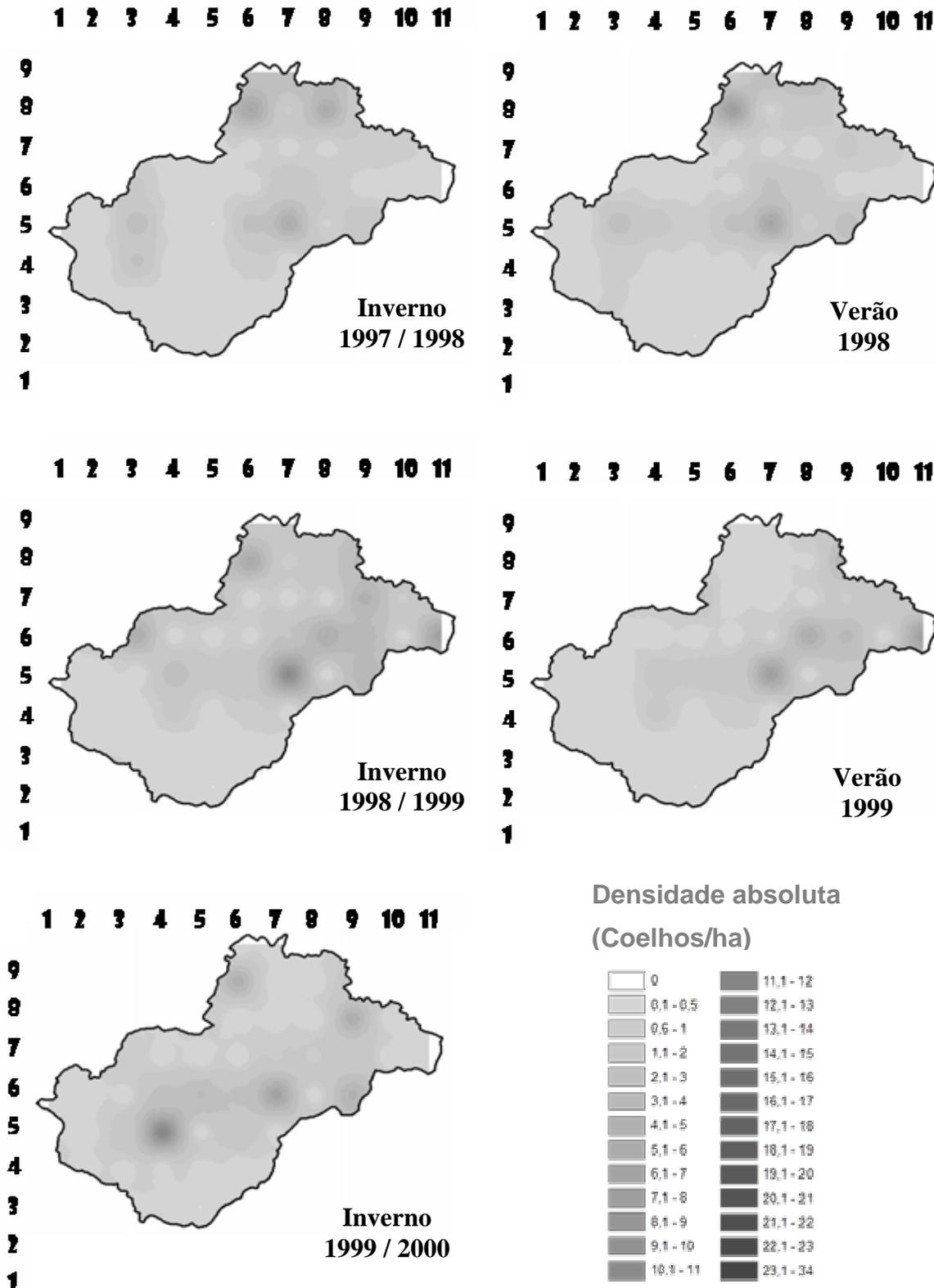


Figura 10 – Densidade média de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

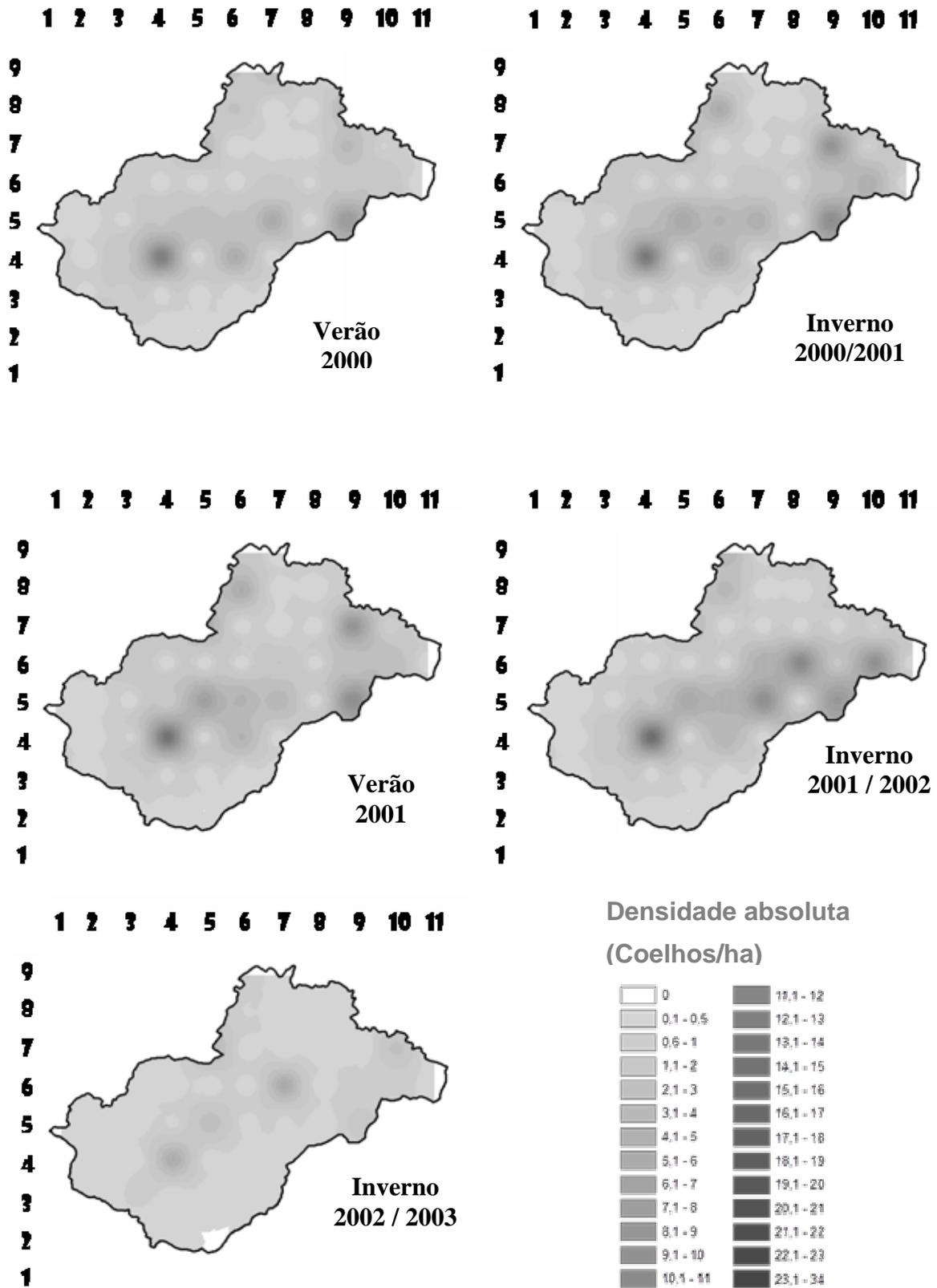


Figura 10 – Densidade média de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

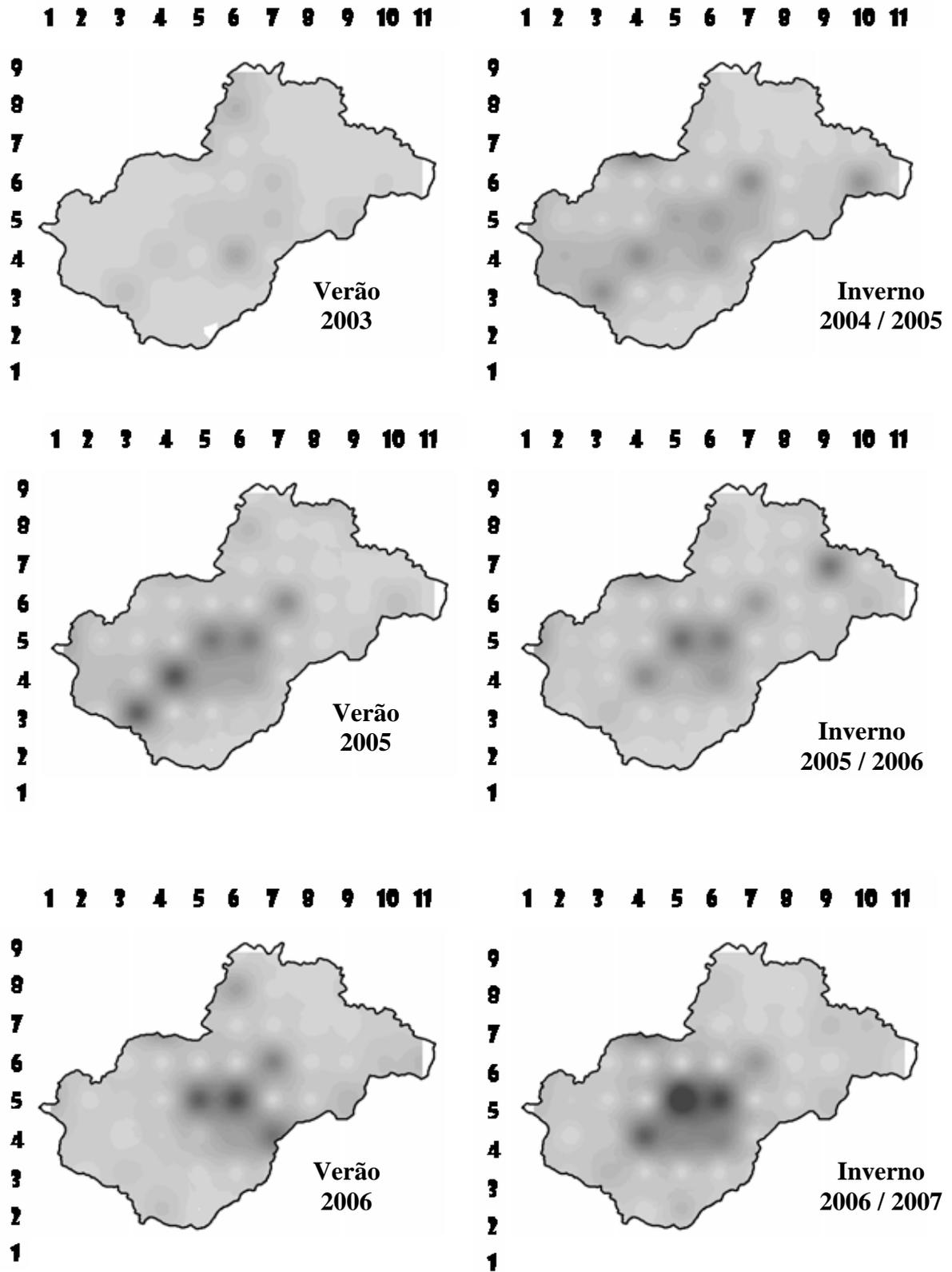


Figura 10 – Densidade média de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

Na Figura 11 representa-se a densidade média de cada quadrícula ao longo de todo o período de monitorização, enquanto que na figura 12 se analisa, por quadrícula, a persistência e extinção local das populações de coelho tendo em conta a actual situação de presença/ausência da espécie na Reserva Natural da Serra da Malcata.

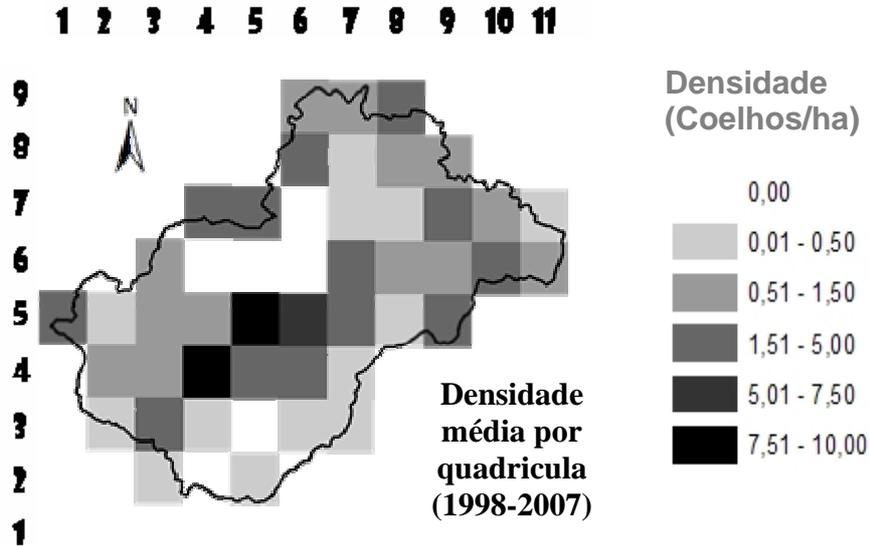


Figura 11 - Densidade média de cada quadrícula UTM 2x2Km ao longo do período de monitorização (1998-2007).

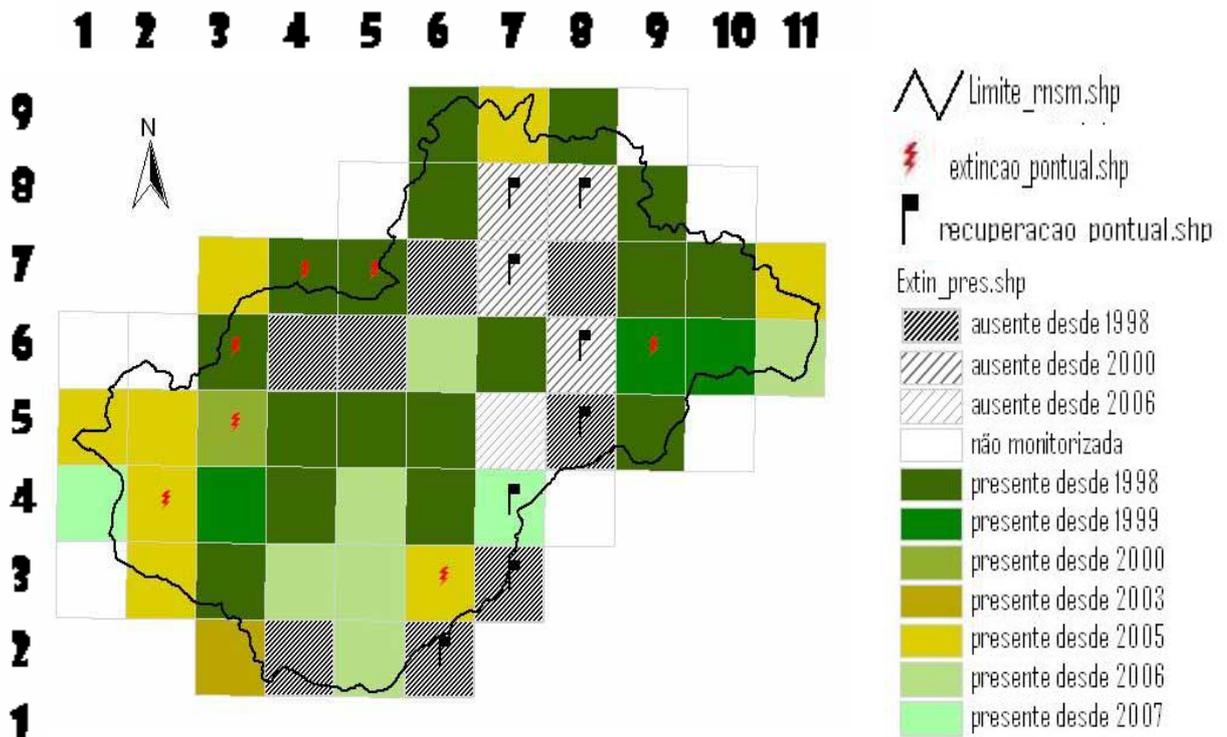


Figura 12 – Mapa representativo das quadrículas em que coelho-bravo está presente/ausente, discriminando-se o ano a partir do qual a espécie tem presença contínua (diferentes tonalidades de verde/amarelo) ou ausência contínua (tracejado oblíquo). A bandeira negra representa situações em que houve uma colonização sem sucesso e o raio vermelho situações em que houve extinções pontuais.

Na figura 11 as quadrículas com densidade nula estão representadas a branco, as restantes quadrículas apresentam distintas tonalidades cinza/preto de acordo com a densidade média que apresentaram entre 1998 e 2007. Na Figura 12 representa-se, para cada quadrícula UTM, a situação na última época de amostragem relativamente à presença/ausência de coelho-bravo. O gradiente de cor (entre verde e amarelo) indica-nos o ano a partir do qual a espécie tem uma presença regular. Utilizou-se um “raio vermelho” para indicar as quadrículas em que ocorreram extinções pontuais em alguma época. Nas quadrículas com “tracejado obliquo” a espécie está extinta localmente, indicando-se também a partir de que ano se detectou essa situação. As bandeiras negras indicam que houve episódios de colonização em alguma época, mas que não foram bem sucedidas.

A análise conjunta de ambas as abordagens permitem analisar de forma sucinta o comportamento das populações de coelho-bravo em cada quadrícula amostrada. Das 16 quadrículas com presença regular desde 1998, 12 têm densidade média ou alta (entre 1,5 e 10 coelho/ha) apresentando as restantes 4 densidades baixas (entre 0,5 e 1,5 coelho/ha). Comparando os dois mapas verificamos que as quadrículas com densidade nula não se sobrepõem, na sua totalidade, com as que apresentam ausência desde 1998. As quadrículas “3-5” e “6-6”, apesar da presença desde 2006, registram densidades muito baixas. O mesmo não se verifica nas restantes quadrículas colonizadas em 2006, das quais se destaca a quadrícula “4-5” que regista densidade média entre 1,5 e 5 coelho/ha, apresentando elevada densidade após a colonização em 2006. Não obstante, pela negativa destaca-se a quadrícula “5-7” que, apesar de no passado apresentar boas densidades de coelho (patente na elevada densidade média dos últimos 10 anos) apresenta, desde 2007, extinção local da espécie.

Das oito quadrículas com ausência desde 1998, 3 apresentaram colonização sem sucesso em alguma época e todas as quadrículas cuja ausência se verifica desde 2000 registram também casos de ocupação sem sucesso. Das quadrículas com casos pontuais de extinção apenas a “3-6”, colonizada em 2005, apresenta densidades muito baixas (entre 0 e 0,5), as restantes registram valores de densidades entre baixos (0,5 e 1,5) e médios (1,5 e 5). Relativamente às colonizações recentes (de 2007) é de assinalar que num dos casos (a quadrícula “4-7”) é a segunda vez que é colonizada.

5.2 AVALIAÇÃO DAS MEDIDAS DE GESTÃO APLICADAS NA RNSM

A avaliação das medidas de gestão foi feita ao nível da quadrícula tendo por base os valores de densidade obtidos em cada época de amostragem. As quadrículas designadas como “quadrículas gestão” englobam as quadrículas que apresentam pelo menos uma das medidas de gestão aplicadas na RNSM. A evolução da densidade média de coelho-bravo registada nestas quadrículas, e respectivo erro padrão, está representada na figura 11. Representa-se o número total de coelhos reintroduzidos em cada ano (setas verdes) em 8 das 12 quadrículas com gestão.

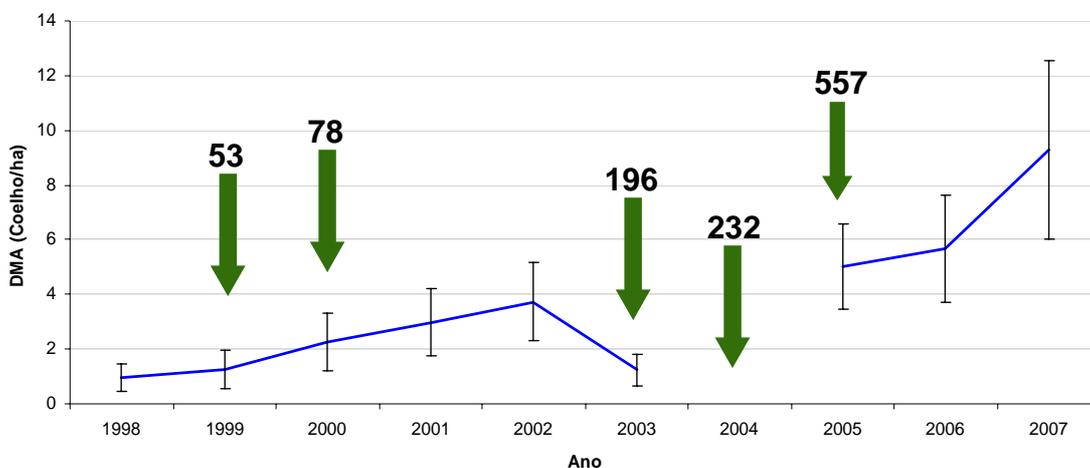


Figura 11 – Evolução temporal da densidade média da área com gestão e respectivo erro padrão.

Também nas quadrículas com gestão os Verões e Invernos de cada ano não apresentam diferenças significativas ($t=1,29$; $p=0,21$; $df=84$). A análise de variância usando o procedimento GLM revelam a existência de diferenças significativas ($F= 4,66$; $p<0,05$; $df.= 8$) entre o ano de 2007 e os anos 1998, 1999, 2000, 2001, 2002 e 2003 ($t=4,77$; $t=4,61$; $t=4,01$; $t=3,61$; $t=3,19$; $t=4,61$ respectivamente; $p<0,05$).

A aplicação do t -test para comparação dos 2 grupos “quadrículas com gestão” ($n=12$) “quadrículas referência” ($n=9$) revela a existência de diferenças significativas ($t=4,34$; $p<0,001$; $df=141$), sendo a diferença média de 2,6 coelho/ha (I.C. a 95% entre 1,4 e 3,8).

Na figura 12 representa-se a evolução das densidades médias nos grupos “quadrículas com gestão” e “quadrículas referência”.

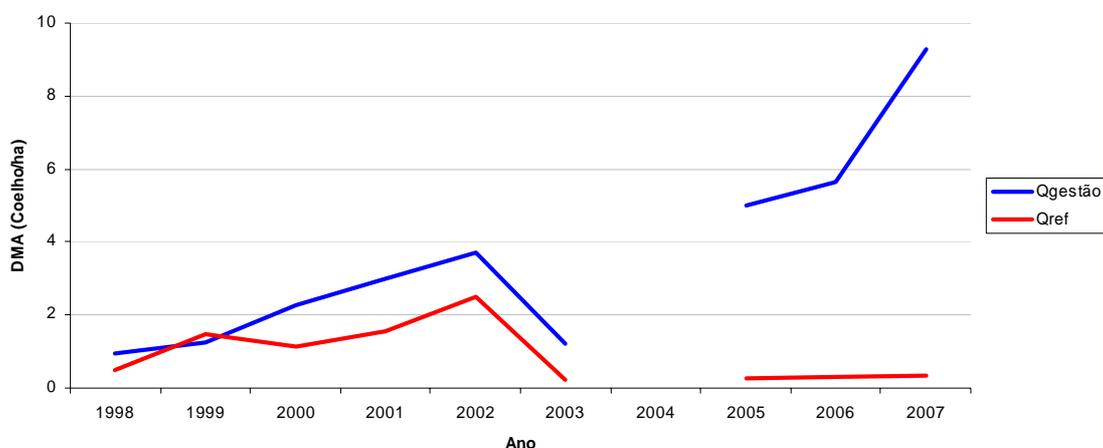


Figura 12 – Evolução temporal da densidade média nas “quadrículas com gestão” (Azul) e nas “quadrículas referência” (Vermelho).

Com densidades semelhantes nos dois primeiros anos da monitorização, o grupo com gestão, após as reintroduções de 1999 e 2000, destaca-se do grupo referência apresentando um aumento gradual, mas contínuo, até 2002, em que atinge valores próximos dos 4 coelhos/ha. Também em 2002 o grupo referência apresenta um pico de densidade ultrapassado os 2 coelhos/ha. Em 2003 ocorre uma quebra drástica de densidade sentida em ambos os grupos, contudo o grupo sem gestão não consegue recuperar apresentando a partir deste momento densidades quase nulas.

As reintroduções de mais de 400 animais em 2003 e 2004 nas áreas com gestão de *habitat*, permitem a recuperação das populações nas áreas com gestão, atingindo-se densidades de 4,5 coelhos/ha em 2005. Neste mesmo ano a reintrodução de cerca de 550 animais contribui para esta tendência de aumento, registrando-se actualmente uma densidade média superior a 9 coelho/ha neste grupo.

VI. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

6.1 MONITORIZAÇÃO DO COELHO-BRAVO NA RNSM

A monitorização das populações de coelho-bravo na RNSM, que decorreu entre o Inverno de 1997/1998 e o Inverno de 2006/2007, permitiu seguir a evolução espacial e temporal das densidade, assim como determinar a eficácia das medidas de gestão aplicadas e detectar possíveis factores de ameaças ou causas de declínio.

Numa perspectiva global da evolução da densidade média na RNSM, o valor de 3 coelho/ha alcançado em 2007 representa um aumento de 2,2 coelhos/ha comparativamente ano de 1998. Tendo em conta que a Reserva ocupa uma área de 16 348 ha em termos totais, este aumento corresponde a uma passagem de cerca de 13000 para cerca de 49500 coelhos no total da área protegida.

O ano 2003 é significativamente diferente dos anos de 2004, 2005 e 2006. Este ano corresponde a uma quebra drástica nas densidades média de coelho-bravo na RNSM, a qual foi sentida em todas as quadrículas 2x2km² amostradas, como se pode ver nos mapas de distribuição obtidos para as 2 épocas desse ano.

A ausência de dados relativos às épocas “pós” e “pré” quebra verificada em 2003, dificulta não só a análise das possíveis causas, como também a avaliação do impacto que a situação de “efeito gargalo” teve nas populações, não sendo possível determinar o momento em que ocorreu esta diminuição, nem determinar concretamente a partir de que momento as populações começaram a recuperar. Contudo a ocorrência de uma quebra brusca na densidade é sintomática, indiciando a provável ocorrência de surtos de mixomatose e/ou hemorrágica viral (Villafuerte *et al.*, 1995). Porém a inexistência de dados quanto a causas e a impossibilidade de identificar e localizar no tempo o factor que levou a esta situação não permite chegar a conclusões esclarecedoras sobre os factores que terão levado a esta situação. O que sim sabemos é que em 2003, 2004 e 2005 foram reintroduzidos quase 1000 exemplares de coelho-bravo e que a partir de 2005 (o ano de 2004 não foi monitorizado) se verifica uma recuperação notável nas populações, particularmente nas zonas com gestão. A tendência positiva da densidade média registrada

em 2005, mantêm-se até 2007 em que no período de um ano se regista o aumento de 1 coelho/ha.

O estudo percentual das quadrículas com presença de coelho-bravo, discriminadas por baixa, média e alta densidade revelou que nas últimas três épocas amostradas o coelho-bravo esteve presente em mais de 60% das quadrículas. Contudo, a maioria das quadrículas apresentam densidades baixas, sendo que muitas delas representam o aparecimento de novas áreas com presença. Após um pico no número de quadrículas com elevada densidade registado em 2005, estas têm vindo a decrescer em número, ao contrário das densidades médias que apresentam, que em alguns casos chega a ser superior a 20 coelhos/ha.

Neste contexto, torna-se importante compreender se existem ou não zonas com características populacionais constantes, ou se pelo contrário as flutuações na densidade e a alternância entre presença/ausência são ou não comuns na RNSM. O estudo do comportamento das densidades de coelho-bravo obtidas por quadrícula durante o período da monitorização foi feito com base na análise dos mapas apresentados nas figuras 11 e 12.

Das 16 quadrículas com presença regular de coelho-bravo desde 1998, 12 têm densidade média ou altas constituindo por isso núcleos estáveis que poderão estar a funcionar como “núcleos fonte” contribuindo para a colonização das quadrículas adjacentes. As colonizações com sucesso ocorreram em 1999, 2000, 2003, 2005, 2006 e 2007, tendo sido mais expressivas em 2005 (8 quadrículas) e 2006 (6 quadrículas). Das quadrículas com colonização recente destacam-se as seguintes, por apresentarem densidades elevadas:

- Quadrícula “5-1” apresenta para os 10 anos uma média de 1,5 coelho/ha e 4,8 coelho/ha no período pós colonização. Faz parte de um grupo de 4 quadrículas contíguas que foram colonizadas em 2005, e nas quais não foram aplicadas medidas de gestão activa por parte da RNSM, nem se encontram nas proximidades das quadrículas designadas anteriormente como possíveis “quadrículas-fonte”. Esta quadrícula encontra-se no limite oeste da área, no concelho de Penamacor, sendo a caça interdita apenas dentro dos limites da reserva. A ausência de informação relativamente às densidades e medidas de gestão aplicadas na zona de caça fronteira dificulta a análise desta colonização, não se devendo descartada a hipótese desta ter ocorrido “de fora da reserva para dentro”, pois as zonas contíguas no interior da Reserva não parecem estar a funcionar como núcleo fonte. Em

2005 verificaram-se ainda outras 3 colonizações das zonas limite da área, contudo estas encontram-se nas proximidades de quadrículas estáveis com boas densidades de coelho-bravo.

- Quadrícula “4-5”: colonizada em 2006 apresenta uma média de 2 coelho/ha, sendo a média pós colonização de 5,2. Nesta quadrícula foram aplicadas medidas de recuperação de *habitat* e reintroduzidos 213 animais entre 2003-2005. Estas medidas parecem ser o principal motivo do sucesso desta colonização. É de referir que a maioria das colonizações de 2006 ocorreram em zonas com gestão ou nas suas proximidades.

Relativamente às quadrículas com ausência permanente ao longo do tempo, a maioria pertencem a terrenos sob gestão da Empresa Produtora de Pasta e Papel Portucel, sendo o coberto vegetal dominado por plantações de resinosas exóticas. As restantes correspondem na sua maioria a zonas em que não foram aplicadas qualquer medida de gestão, e cujo abandono do campo levou ao adensamento da vegetação e consequente diminuição da qualidade de *habitat* para o coelho-bravo.

Outro aspecto que se destaca da análise dos dados da monitorização é que, apesar de o trabalho de campo ter sido planificado de forma a amostrar as épocas de maior e menor densidade (Verão e Inverno respectivamente), não foram detectadas diferenças significativas entre as épocas amostradas em cada ano.

Nos climas mediterrâneos o coelho-bravo apresenta um carácter oportunista, coincidindo a época de reprodução com o período de maior disponibilidade alimentar, ou seja entre Novembro e Junho (Delibes e Calderón, 1979; Alves, 1994; Gonçalves *et al.*, 2002, Villafuerte, 2002), apresentando por norma um valor máximo em Julho e mínimo em Novembro (Cabezas e Moreno, 2007).

Tendo em conta que neste trabalho não foram detectados os máximos e mínimos de densidade esperados, urge um exercício de reflexão profunda ao nível do desenho experimental adoptado, em especial no que concerne à calendarização das épocas de amostragem. Uma justificação plausível para esta “falta de sensibilidade” do método, que não detectou diferenças entre épocas, poderá residir no facto de o Inverno (época que, em 1998 Sarmiento e Cruz, esperavam ser de densidade mínima) estar a ser prospectado entre Fevereiro e Março, e estudos recentes apontarem o mês de Novembro como o mínimo

(Cabezas e Moreno, 2007). Assim as amostragens do Inverno coincidem com a época de pico de reprodução e a de Verão corresponde ao fim da época de reprodução.

O facto de não se detectarem diferenças significativas pode então dever-se a 2 coisas: 1) ou se estão a prospectar os períodos “pré” e “pós” pico, ou seja os períodos de recuperação e diminuição da densidade, os quais apresentam densidades semelhantes; 2) ou as diferenças de densidades nos período do pico da reprodução e no fim da reprodução não são muito diferentes, não se detectando por isso diferenças significativas entre épocas amostradas. Posto isto, o mais provável é que a época de densidade mínima não esteja a ser monitorizada, e tendo em conta que a monitorização da época de monitorização é um dos objectivos do programa de monitorização seria oportuno alterar a metodologia nesse ponto. No capítulo VII apresenta-se uma série de sugestões no sentido de melhorar a monitorização da espécie na Malcata.

6.2 AVALIAÇÃO DAS MEDIDAS DE GESTÃO

As densidades médias das quadrículas com gestão apresentam valores bastantes superiores à média da RNSM e, apesar de também ter havido uma quebra em 2003, a recuperação nestas quadrículas foi mais rápida e francamente maior.

A nível deste grupo “quadrículas com gestão” também não foram detectadas diferenças entre épocas, tendo-se por isso analisado a evolução em termos anuais. Os valores de abundância determinados para o ano de 2007 são diferentes dos determinados no ano de 2003 e anteriores anos.

Efectivamente é a partir 1999, aquando das primeiras reintroduções, que as medidas de gestão parecem começar a surtir efeito, tornando-se mais expressivo este efeito a partir de 2005. A alteração do protocolo de reintrodução efectuado em 2003, e a aumento do numero do número de repovoamentos realizados entre 2003 e 2005, em que se introduzem cerca 1000 animais nas áreas com gestão de habitat contribuiu definitivamente para o aumento de densidade verificado nas “quadrículas com gestão”. Em contraste, as “quadrículas referência”, aquando da quebra em 2003, atingem valores médios próximos de 0, e a partir desse ano não apresentam nenhum sinal de recuperação, apresentando desde então valores nulos e/ou densidades muito baixas.

A comparação das médias dos dois grupos através do *test-t*, confirmou que estes são estatisticamente diferentes, o que corrobora a conclusão de que a aplicação das medidas de gestão foi crucial para a recuperação das populações de coelho. Estes resultados evidenciam a importância que a gestão de *habitat* e repovoamentos têm não na recuperação de populações mas também na prevenção de situações de extinção local, como a que ocorreu na zona sul da RNSM, nas quadrículas referências.

Vários estudos demonstraram que a abundância de coelho-bravo está intimamente ligada à qualidade de habitat, sendo a disponibilidade de alimento e refugio os factores que mais influenciam as suas densidades. A gestão de habitat representa um aumento efectivo da disponibilidade e qualidade de alimento e refúgio, contribuindo para o aumento da capacidade de carga do meio. (Moreno *et al.*, 1996; Villafuerte e Moreno, 1997; Lombardi *et al.*, 2003; Virgós *et al.*, 2003). Assim sendo, o sucesso de acções de reintrodução e/ou reforço populacional torna-se mais efectivos em áreas com uma boa capacidade de carga, sendo por isso a gestão do *habitat* um passo fundamental para garantir o sucesso da reintrodução (Moreno e Villafuerte, 1995; Cabezas e Moreno, 2007). É então compreensível e conjecturável que a gestão e recuperação do *habitat* de coelho-bravo e as acções de reintrodução tenham contribuído para o aumento da densidade da espécie nos locais com gestão.

O presente trabalho não só corrobora os resultados obtidos nos estudos referidos no anterior paragrafo, como apresenta também uma metodologia de censo que permitiu estudar a evolução anual da densidade em toda a Reserva e avaliar o efeito que as medidas de gestão tiveram nas populações de coelho-bravo. Esta metodologia é ao mesmo tempo simples, eficaz e exequível, podendo ser aplicado em: 1) áreas extensas, como a RNSM que ocupa 16350ha; 2) áreas em que predomina a propriedade privada e o acesso aos diferentes *habitats* é restrito e extremamente variável; 3) áreas com baixas densidades, em que a aplicação de métodos de censo directos é muito dispendiosa.

VII. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação da potencialidade da área como futuro local de reintrodução de lince-ibérico sai fora do âmbito desta dissertação, uma vez que para esta avaliação é necessário reunir e analisar uma série de características paisagísticas, ecológicas e biológicas que não foram analisadas.

Contudo, tendo em conta que a Malcata é uma das Zonas Especiais de Conservação (ZEC) definidas no Plano de Acção para o lince-ibérico em Portugal, e que o estudo das densidades coelho-bravo nessas áreas é um dos principais critérios a ter em conta na avaliação da adequabilidade da ZEC como possível local de reintrodução, é importante que esta monitorização consiga responder a seguinte questão: a ZEC Malcata oferece recursos tróficos suficientes para manter populações viáveis de lince-ibérico a longo prazo? (ICNB, 2007).

Para que uma área seja potencialmente elegível deverá ter pelo menos 10 000ha de habitat adequado contínuo (ou tamanho superior no caso de estar fragmentado) e uma densidade de coelho-bravo que deverá variar entre 1 coelho/ha durante a época de menor densidade e 4,5 na época de reprodução, de maior densidade (ICNB, 2007).

O estudo das populações de coelho-bravo na Malcata ao longo dos últimos 10 anos é provavelmente a monitorização mais longa da espécie em Portugal, e é extremamente importante e interessante dar continuidade a esta monitorização. Contudo, com a metodologia aplicada até à data, parece que não se estão a amostrar as épocas de maior e menor densidade em cada ano, não sendo possível responder a uma das principais questões na avaliação da potencialidade como área de reintrodução do lince-ibérico.

Uma vez que a monitorização de uma espécie ou processo ecológico prevê o reajuste da metodologia à luz da análise de dados (Paula *et al.*, 2006), delegou-se para este último capítulo a reflexão sobre a proposta metodológica seguida, com o intuito de a readaptar à actual realidade, possibilidades e objectivos da RNSM.

Tendo em conta que a disponibilidade de recursos humanos, económicos e logísticos nem sempre é constante e a ideal ao longo do tempo, e que em determinadas

alturas a falta de recursos poderá por em causa a continuidade da monitorização, deve-se ter em conta vários cenários de actuação, de forma a garantir a sua continuidade no tempo:

Cenário 1- Situação actual, poucos recursos disponíveis:

Tendo em conta a importância que a monitorização de coelho-bravo assume no cumprimento dos principais objectivos de gestão da RNSM a continuidade deste programa é essencial. Tendo em conta que a actual abordagem não está a registar diferenças entre épocas, se os recursos disponíveis para o projecto forem limitados deverá realizar-se pelo menos uma das épocas, de forma a distribuir os recursos disponíveis num período de tempo mais alargado. Esta abordagem oferece resultados semelhantes aos que se estão a obter até agora uma vez que não permite atingir o objectivo de monitorizar as épocas de maior e menor densidade, apresentando como único benefício a economia de recursos. Outra alternativa seria a manutenção de 2 épocas por ano, em que, com base na bibliografia existente, a época de Inverno fosse substituído por uma amostragem de Outono (Novembro).

Cenário 2- Situação pontual de disponibilidade de recursos:

No caso de se reunirem condições para tal, a alteração das épocas de amostragem deveria ser feita com base em estudos realizados na Reserva. A monitorização mensal (ou bimensal) das populações de coelho-bravo durante pelo menos 2 a 3 anos permitiria determinar qual o período mais indicado para obter as densidades máximas e mínimas na Serra da Malcata. Tendo em conta a dimensão da RNSM, esta abordagem mensal teria de ser feita numa área mais reduzida, contudo é importante garantir que se dá continuidade a monitorização iniciada em 1998, sendo por isso importante que se mantenha o esforço de realizar pelo menos uma das épocas de amostragem em toda a Reserva.

Cenário 3: Situação ideal: Aprovação de um novo plano de conservação e monitorização de coelho-bravo na RNSM.

A aprovação de um plano de conservação e monitorização da espécie implicaria a planificação, calendarização e orçamentação de todas as medidas a levar a cabo no âmbito desse projecto. A aprovação de um plano deste género nas Zonas Especiais de

Conservação definidas no Plano de Acção para o lince-ibérico em Portugal, nas quais se inclui a Malcata, é indispensável para o sucesso dos futuros projectos de reintrodução do felino em território Nacional.

Para que seja eficaz o plano deverá definir claramente os objectivos e tarefas a desenvolver, os recursos humanos e económicos disponíveis e necessários, e que resultados pretende obter, para quando e com que regularidade. O plano deverá incluir a elaboração de relatórios periódicos, de forma a garantir uma resposta rápida e eficiente por parte da entidade gestora, fundamentada em dados científicos rigorosos, permitindo avaliar em cada momento a eficácia da metodologia aplicada. É também de extrema importância que o capítulo dedicado ao orçamento seja realista e o mais discriminado possível, de forma a garantir a viabilidade do mesmo a longo prazo.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angulo E. (2003). *Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Ph.D. Thesis. Universidad Complutense de Madrid, 132pp.
- Alves, P. C. e C. Ferreira (2002). *Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) em Portugal Continental*. Relatório final do Protocolo de Colaboração CIBIO-UP e o ICN, no âmbito do projecto (Revisão do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal).
- Alves P. (2004). *Estudo da reprodução e do estado de condição física de duas populações portuguesas de coelho-bravo*. Dissertação de mestrado apresentado à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 86 pp.
- Artur, C. P. (1989). *Les opérations de repeuplement hivernal en lapins de garenne*. Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse 139: 15-28.
- Bañuls S., Urdiales C., Ramos B. (2005). “*Plan de manejo del lince en el parque nacional de Doñana*”. http://lynx.uio.no/lynx/ibelynxco/01_information/1_5_periodical-reports/annlynx-actions-donana/Banuls_et_al_2005_Memoria_Plan_Manejo_Lince_Donana_2004.pdf
- Bessa-Gomes C. (2000). *Análise exploratória da viabilidade da população portuguesa de lince-ibérico, *Lynx pardinus**. ICN/DHE/Life programme. Relatório interno.
- Blanco, J. C. (1998). *Mamíferos de España. Volume II – Cetáceos, Artiodáctilos, Roedores y Lagomorfos de la Península Ibérica y Canarias*. Geoplaneta guías de campo.
- Borges, A. F. (2004). *Terreno cinegético ordenado: relação com a gestão e conservação do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758) na Beira Interior*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias. Escola Superior Agrária de Castelo Branco.
- Branco M., Ferrand N., Monnerot M. (2000). *Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus scuniculus*) in the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene*. Heredity 85: 307-317.
- Cabezas S. e Moreno S. (2007). *An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbit*. Animal Conservation. ISSN 1367-9430.

- Cabral, M. J. (coord); Almeida J., Almeida PR, Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M. E., Palmeirim J. M., Queiroz A. I., Rogado L. e Santos-Reis M. (eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 660 pp.
- Callou, C. (1997). *Biogeografic history of the rabbit (Oryctolagus cuniculus) since the late glaciation: new data*. Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 501-502.
- Calvete C., Estrada R. (2004). *Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits, improving the release protocol*. *Biological Conservation* 120: 507-516
- Capinha M. (2005). *Contribuição para o estudo do coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus) na Reserva Natural da Serra da Malcata*. Relatório de Trabalho de Fim de Curso da Engenharia dos Recursos Naturais e Ambiente. Escola Superior Agrária. Instituto Politécnico de Castelo Branco. Castelo Branco.
- Carvalho J. C. L. (2001). *Distribuição e abundância do coelho-bravo: influência da qualidade do habitat e dos predadores*. Departamento de Biologia da Universidade do Minho. Minho.
- Castro L. (1992). *Ecologia e conservação do linco-ibérico na Serra da Malcata*. Relatório de estágio para obtenção de Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Ceia H., Castro L., Fernandes M. e Abreu P. (1998). *Linco-ibérico em Portugal*. Bases para a sua conservação. Relatório final do projecto “Conservação do Linco-ibérico”. ICN/LIFE programme. Relatório interno.
- Chapuis J. L., Gaudin J.C. (1995). *Utilisation des ressources trophiques par le lapin de garenne (Oryctolagus cuniculus) en garrigue sèche aménagée*. *Gibier Faune Sauvage* 12: 213-230.
- Chapuis J. L. (1979). *Le régime alimentaire du lapin de garenne, Oryctolagus cuniculus (L. 1758) dans deux habitats contrastes: une lande bretonne et un domain de l’le de France*. Tese de Doutoramento, Universidade de Rennes. 210 pp.
- Clark I. (1979). *Practical geostatistics*. Elsevier Applied Science (Eds.). 119pp
- Cooke B. D. (1982). *A shortage of water in natural pastures as a factor limiting a population of rabbits, Oryctolagus cuniculus (L.), in arid, north-eastern south Australia*. *Aust. Wildl. Res.* 9: 465-476.

- Cruz J., Capinha M., Paula A., Pereira F., Monteiro B., Salazar D., Paula J. (2007). *Consultoria técnica para a avaliação da recuperação de ecossistemas do lince-ibérico no âmbito do Projecto POA “Gestão de Espécies e Habitats na RNSM” – 2004-2006*. Terra e Tudo – consultoria e gestão dos recursos naturais, unipessoal, Lda. Relatório não publicado.
- Delibes M. e Calderón J., (1979). *Datos sobre la reproducción del conejo, Oryctolagus cuniculus (L.), en Doñana, S.O. de España, durante un año seco*. Acta Vertebrata 6(1):91-99.
- Delibes M., Hiraldo, F. (1979). *The rabbit as a prey in the Iberian Mediterranean ecosystem*. Proceedings of the World Lagomorph Conference, Guelph, Canadá.
- Delibes M., Rodríguez A., Ferreras P. (2000). *Action Plan for the conservation of the Iberian lynx (Lynx pardinus) in Europe*. WWF – Mediterranean program.
- ESRI 2000. *Using ArcMap*.
- Ferreira A. J. L. (1992). *Estudo de uma população de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus) na região de Pernes-Santarém*. Relatório de estágio. Curso de Biologia Especialização Científico-tecnológica. Faculdade de Ciências do Porto. Instituto de Zoologia “Dr. Augusto Nobre”. Porto.
- Ferreira C. (2003). *Avaliação da eficácia da gestão de habitat em populações de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto. 72 Pp.
- Ferreira C. e Alves P. C. (2006). *A gestão das populações de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus algericus) e dos seus habitats*. Pp.: 17-34. Em: C. Fonseca (coord.). *Gestão das Populações Cinegéticas e dos seus Habitats*. Federação de Caça e Pesca da Beira Litoral. Coimbra.
- Ferreras P., Aldama J., Béltrán J., Delibes M. (1992). *Rates and causes of mortality in a fragmentes population of Iberian Lynx (Felis pardina)*. Biological conservation, 61, 179-202.
- Flux J. E. C., Fullagar P.J. (1983). *World distribution of the rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. Acta Zool. Fennica, 174:75-77.
- Gonçalves H., Alves P., Rocha A. (2002). *Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) in a Mediterranean ecosystem*. Wildlife Research. 29: 165-173.

- Gonçalves P., Rego C., Silva L., Silveira S. (1999). *Biodiversidade e conservação na Reserva Natural da Serra da Malcata*. Quercetea 1:65-76.
- Guzmán J. N., Garcia J.N., Garrote G. (2002). *Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince-ibérico en España*. DGCN. MIMAM. Relatório interno.
- Hernández M. A. (2005). “*Impacto sobre las comunidades de vertebrados del control de predadores. Evolución histórica*”. Em actas “Conferencia sobre controlo de predadores de coelho-bravo”. Córdoba.
- Hirakawa, H. (2002). *Supplement: coprophagy in leporids and others mammalian herbivores*. Mammal Rev. 32:150-152.
- ICNB (2007.) *Plano de Acção para a Conservação do Lince-ibérico (Lynx pardinus) em Portugal*. Disponível em http://portal.icnb.pt/NR/rdonlyres/ADD69793-F401-4748-B329-87AAB0B42C91/1715/PA_Lince_30Out2007.pdf Consultado a 01/11/2007.
- IUCN (1996). *IUCN/SSC guidelines for re-introductions*. Em: Proceedings of the 41st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland.
- Johnston K., Hoef J., Krivoruchko K., Lucas N. (2001). *Using ArcGIS – Geoestatistical Analist*. GIS by ESRI. ESRI.
- Jacsic F. M., Soriguer R. C. (1981). *Predation upon the European rabbit (Oryctolagus cuniculus) in Mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis*. Journal of Animal Ecology 50: 269-281.
- Letty J., Marchandean S., Reitz F., Clobert J., Sarrazin F. (2002). *Survival and movements of translocated wild rabbits (Oryctolagus cuniculus)*. Game and Wildlife Science 19: 1-23.
- Letty J., Marchandean S., Reitz F., Clobert J., Aubineau J. (2000). *Improving translocation success: an experimental study of anti-stress treatment and release method for wild rabbits*. Animal Conservation 3: 211-219.
- Lombardi L., Fernández N., Moreno S., Villafuerte R. (2003). *Habitat-related differences in rabbit (Oryctolagus cuniculus) abundance, distribution, and activity*. J. Mammal. 84, 26–36.
- Lopes, J. (1899). *Histórias de animais*. Jardim zoológico de Lisboa.
- Lopes J. A. V. (1995). *Gestão do habitat para espécies cinegéticas em França. Relatório do trabalho fim de curso*. Escola Superior Agrária de Castelo Branco. Castelo Branco.

- Lousã M., Espírito-Santo M., Rosa M., & Luz J. (1992). *Vegetação da Reserva Natural da Serra da Malcata*. Agroforum 4: 23-28.
- Lumeij J. T. (1997). *Disease risks with translocations of leporids*. *Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop*. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 516-517.
- Monteiro F. Q. (1994). *Estudo de um repovoamento de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus) no Parque Nacional de Doñana. Factores condicionantes do seu resultado*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 92 pp.
- Moreno S. (1991). *La predación como fenómeno natural de regulación de las poblaciones de conejos*. Em: Ifeba (Ed). *Manual de Ordenación y Gestión Cinegética*: 61-66.
- Moreno S. e Villafuerte R. (1995). *Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits Oryctolagus cuniculus and their predators in Doñana National Park, Spain*. *Biol. Conserv.* 73, 81–85.
- Moreno S., Villafuerte, R., Delibes M. (1996). *Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits*. *Can. J. Zool.* 74, 1656–1660.
- Moreno S., Villafuerte R., Cabezas S., Ludgarda L. (2004). *Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain*. *Biological conservation* 118: 183-193
- Nowell C., e Jackson P. (1996). *Wildcats. Status, survey and conservation action plan*. IUCN, Gland Switzerland.
- Oreja P. (1998). *Non natural causes of mortality of the Iberian Lynx in the fragmented populatopn of Sierra da Gata (W Spain)*. *Miscelania Zoológica*, 21(1):31-35.
- Palma L. (1977). *Distribuição, ecologia e conservação do Lince Ibérico em Portugal*. Em *Actas y reunión Iberoamer. Zool. Vert.*, La Rábida.
- Pires A., Fernandes M. (2001). *Monitorização genética das populações de lince-ibérico. 2º relatório de progresso*. ICN/DHE. Relatório interno.
- Paula A. (2006). *“Monitorização das populações de Coelho-bravo (Oryctolagus cuniculos), e avaliação das acções de repovoamento de Coelho na Reserva Natural da Serra da Malcata*. Relatório de Estagio. Universidade de Aveiro.
- Paula A., Prada C., Herrero J., García-Serrano A., Atauri J. (2006). *El seguimiento ecológico en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara*. *Naturaleza Aragonesa*. Nº 17 10:35, 56-64 pp.

- Rego F., Gonçalves P., Silveira S. (2000). *Biodiversidade e gestão de habitats na Reserva Natural da Serra da Malcata*. Revista de Biologia 18: 127-137.
- RNSM – Reserva Natural da Serra da Malcata (2003). *Plano de Ordenamento da Reserva Natural da Serra da Malcata. Relatório de Caracterização Fase 1. Reserva Natural da Serra da Malcata. Direcção de Serviços de Apoio às Áreas Protegidas*. Instituto de Conservação da Natureza. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.
- Sarmiento P., Cruz J. (1998). *Ecologia e conservação do linco-ibérico e da comunidade de carnívoros da Serra da Malcata*. Relatório Interno. RNSM.
- Sarmiento P., Cruz J., Tarroso P., Gonçalves P. (2001). *Recuperação do habitat e presas do linco-ibérico na Serra da Malcata. Projecto Life Habitats. 2º Relatório de progresso*. ICN/RNSM.
- Sarmiento P., Cruz J., Tarroso P., Gonçalves P. (2003). *Recovery of Habitats and Preys of the Lynx pardinus in Serra da Malcata*. UE LIFE Project Final Report. Instituto de Conservação da Natureza (ICN) / Reserva Natural da Serra da Malcata (RNSM).
- Sarmiento P., Cruz J., Monterroso P., Tarroso P., Negrões N., Ferreira C. (2004). *The Iberian lynx in Portugal. Status survey and conservation action plan*. Instituto da Conservação da Natureza.
- Silveira T. S. (1990). *Análise ecológica das comunidades vegetais da Reserva Natural da Serra da Malcata*. Relatório final de estágio do curso de Eng. Agrónoma. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.
- Sneddon I. A. (1991). *Latrine use by the European rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. J. Mamm., 72(4):769-775.
- Soriguer R. C. (1988). *Alimentación del conejo (Oryctolagus Cuniculus L. 1758) en Doñana, SO, España*. Acta Vertebrata 15(1): 141-150.
- Soriguer R. C. (1983). *Consideraciones sobre el efecto de los conejos y los grandes herbívoros en los pastizales de la Vera de Doñana*. Acta Vertebrata 10(1): 15-168.
- Southern H. N. (1940). *The ecology and population dynamic of the wild rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. App. Biol. 27. Trout R C, Tittensor A M (1989) “Can predators regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales?” Mammal Review 19: 153-173
- Telleria J. L. (1986). *Manual para el Censo de los Vertebrados Terrestres*. Editorial Raíces. Madrid.

- Villafuerte R. (2002). *Oryctolagus Cuniculus*. Atlas de los Mamíferos Terrestres de España, pp. 464-467, Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid
- Villafuerte, R. (1994). *Riesgo de prelación y estrategias defensivas del conejo, Oryctolagus Cuniculus, en el Parque Nacional de Doñana*. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade de Córdoba. 228 pp.
- Villafuerte, R., Blanco J. C. (1993). *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos: Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Empresa de Transformación Agraria, S. A. 123 pp.
- Villafuerte R., Calvete C., Blanco J. C., Lucientes J. (1995) “*Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain*”, *Mammalia*, t 59, no. 4, 1995: 651-659
- Villafuerte, R., Jordan, G. (1991). *Valoración y manejo de especies silvestres: el conejo*. Aplicación en la gestión. Centre de Recursos i Documentació del Castell de Montesquiu.
- Villafuerte R., Moreno S. (1997). “*Predation risk, cover type and group size in European Rabbits in Doñana, SW Spain*”. *Acta Theriologica* 42 (2): 225-230 1997.
- Virgós E., Cabezas-Díaz S., Malo A., Lozano J., López-Huertas D. (2003). *Factors shaping European rabbit (Oryctolagus cuniculus) abundance in continuous and fragmented populations of central Spain*. *Acta Theriol.* 48, 113–122.
- Virgós E., Cabezas-Díaz S., Lozano J. (2005), “*El declive del conejo en España: evidencias a partir de las estadísticas de caza*”. *Quercus* 236, Octubre 2005, p16 - 20
- Ward D. (2005). *Reversing Rabbit Decline – One of the biggest challenges for nature conservation in Spain and Portugal*.
- Wingle W.L., Poeter E.P. (2001). *Geostatistical analysis tutor*. Colorado school of mines. Department of Geology and Geological Engineering. Disponível em: <http://uncert.mines.edu/tutor/home.shtml>.
- ZAR J.H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International. London, 354pp.