

Projecto POA "Gestão de espécies e habitats
da Reserva Natural da Serra da Malcata"

Avaliação da Recuperação do Ecossistema do Lince-ibérico



TERRA E TUDO
Consultoria e Gestão de Recursos Naturais



PROGRAMA AMBIENTE

Índice

Ficha Técnica

Coordenação de:

Joana Cruz

Colaboração de:

Marisa Capinha

Anabela Paula

Fernanda Pereira

Bárbara Monteiro

Daniela Salazar

João Paula

Introdução	1
Gestão de Habitat	4
Definição das áreas prioritárias para aquisição	5
Apoio à emissão de pareceres	9
Gestão das acções de fomento de presas	14
Monitorização e avaliação do sucesso das acções de fomento de presas	15
Distribuição espacial e abundância	29
Avaliação das medidas de gestão	40
Análise da viabilidade de habitat	44
Considerações finais sobre as acções de fomento de presas	48
Reintrodução do lince-ibérico na Serra da Malcata	49
Plano de acção para a conservação do lince-ibérico	50
Distribuição do lince-ibérico na Serra da Malcata	53
Plano de recuperação do lince-ibérico na Serra da Malcata	55
Micro-unidades de gestão de lince-ibérico para a Serra da Malcata	63
Actividade Cinegética	74
Ordenamento cinegético das Áreas Classificadas	75
Prevenção a fogos florestais	78
Material didáctico	84
Plantas aromáticas e medicinais da Reserva Natural da Serra da Malcata	85
Referências bibliográficas	86

Para efeitos bibliográficos o presente relatório deve citar-se da seguinte forma:

Cruz, J., Capinha, M., Paula, A., Pereira, F., Monteiro, B., Salazar, D., Paula, J. (2007). Consultoria técnica para avaliação da recuperação do ecossistema do lince-ibérico no âmbito do Projecto POA “Gestão de Espécies e Habitats na RNSM” – 2004-2006. Terra e Tudo – consultoria e gestão de recursos naturais, unipessoal, Lda. Relatório não publicado.

Introdução



Introdução

O lince-ibérico (*Lynx pardinus*) é um felino com uma área de distribuição histórica extremamente reduzida e fragmentada, que ocupava unicamente as áreas centrais de Portugal e de Espanha. Actualmente, encontra-se classificado como o carnívoro mais ameaçado na Europa (Delibes *et al.*, 2000) e o felino mais ameaçado no Mundo (Nowell & Jackson, 1996), tendo sido recentemente classificado pela UICN como criticamente ameaçado.

Identificado desde os meados dos anos 1990, como uma espécie distinta do lince-europeu (*Lynx lynx*) (Beltrán *et al.*, 1996), os efectivos deste felino têm vindo a regredir fortemente desde os últimos 100 anos, com um agravamento desta situação desde a última década (Guzmán *et al.*, 2002).

Em meados dos anos 1990, era globalmente aceite que os efectivos da espécie se situariam entre 1000 a 1200 indivíduos distribuídos por nove núcleos populacionais (Rodríguez & Delibes, 1990; Ceia *et al.*, 1998). Presentemente, a espécie encontra-se ausente da maioria da sua área de distribuição geográfica anterior, tendo desaparecido da maioria das comunidades autónomas espanholas (Guzmán *et al.*, 2002) e provavelmente do território português (Sarmiento *et al.*, 2004). Actualmente, calcula-se que os efectivos populacionais se situem entre 100 a 150 indivíduos distribuídos apenas por dois núcleos populacionais, ambos situados em Andaluzia: Doñana e Cardena-Andújar (Guzmán *et al.*, 2002).

A Serra da Malcata é considerada como uma das áreas históricas de ocorrência de lince-ibérico em Portugal, que albergou parte de uma população transfronteiriça que inclui a Serra da Gata, em Espanha. Ao longo das últimas décadas, esta população tem vindo a sofrer uma forte regressão, a qual resultou, essencialmente da perda de *habitat* natural e do colapso das populações de coelho-bravo.

Como consequência da campanha “Salvemos o lince e Serra da Malcata”, da responsabilidade da Liga Portuguesa para a Conservação da Natureza (LPN), foi criada, em 1981, a Reserva Natural da Serra da Malcata (RNSM), através do Decreto-Lei nº 256/81, de 16 de Outubro. De acordo com este documento, esta Área Protegida (AP) tem como principal objectivo desenvolver acções de conservação que possibilitem a viabilização da população de lince-ibérico. A partir de 1988 foram conduzidas várias medidas que, ao longo dos anos, se revelaram pouco eficazes para deter o processo regressivo da espécie. A fragmentação da aplicação das acções, não só a nível temporal, como também a nível do espaço de intervenção, foram a principal causa para o sucedido.

No contexto acima exposto e considerando que as populações de lince-ibérico têm vindo a sofrer uma regressão vertiginosa não só no território nacional, mas também, em toda a Península Ibérica, revelou-se fundamental aplicar um sistema integrado de recuperação dos *habitats* e presas da espécie com medidas específicas de conservação *ex situ* como ferramenta de apoio à recuperação daquela espécie de felino. As condições particulares da Serra da Malcata, como zona

histórica de presença de lince e como Área Protegida, com uma vasta zona de interdição à caça e com uma equipa de trabalho permanente, tornam esta área fundamental para atingir a meta proposta.

Ao longo da última década e meia foram identificadas algumas ameaças que urge controlar:

■ **Degradação do *habitat* natural** – Durante a década de setenta cerca de 2600 ha de *habitat* favorável à presença de lince-ibérico, localizados no interior da actual RNSM, foram convertidos em áreas florestadas, especialmente com resinosas e eucaliptos. A contínua acção de incêndios florestais e de processos erosivos foram também um importante contributo para a destruição de áreas de ocorrência de lince. Como consequência directa do abandono das práticas agrícolas tradicionais, zonas anteriormente agricultadas foram abandonadas e os locais de alimentação, utilizados pelo coelho-bravo, foram invadidos por vegetação arbustiva. Estas áreas, que ocupam cerca de 40% da Serra da Malcata, são caracterizadas por apresentarem uma baixa diversidade florística, a qual condiciona a densidade de presas;

■ **Regressão das populações de presas** – As presas, particularmente o coelho-bravo, foram afectadas, não só pela degradação da paisagem, mas também pela introdução de doenças víricas. A mixomatose, introduzida na Europa no fim dos anos 50, e, mais recentemente, a doença hemorrágica viral, têm vindo a contribuir para um decréscimo acentuado das populações deste lagomorfo. Actualmente, existem evidências no sentido da densidade desta espécie ser cerca de 5% da verificada durante os anos 50 e 60, sendo o *habitat* adequado apenas 15% da área total. A depressão das populações de coelho-bravo afectou de forma bastante significativa a população de lince-ibérico, a qual, em apenas 10 anos, regrediu em cerca de 80% a área de distribuição na Serra da Malcata. Em 2003, a densidade média absoluta de coelho-bravo era de 0,5 – 1 indivíduos/ha. Esta densidade condiciona a sobrevivência e sobretudo o sucesso reprodutivo do lince-ibérico, sendo crucial para viabilizar a sua conservação incrementar a densidade desta presa;

■ **Obstáculos à capacidade de intervenção do ICN** – A não detenção, por parte do ICN, de vastas áreas no interior da RNSM tem impedido uma eficaz aplicação dos mecanismos de gestão e de recuperação das populações de espécies prioritárias.

O projecto LIFE “Recuperação do *habitat* e presas de *Lynx pardinus* na Serra da Malcata”, finalizado em 2003, procurou actuar na resolução destas ameaças. Contudo, as suas acções foram muito localizadas e numa área extremamente restrita. Com a candidatura ao Programa Operacional do Ambiente, em 2003, pretendeu-se alargar amplamente o nível de intervenção sobre a paisagem.

O principal objectivo do projecto foi desenvolver um sistema de recuperação do ecossistema do lince, integrado no plano de acção nacional para a conservação daquela espécie, que preserve os mais relevantes elementos funcionais do mesmo, de uma forma sustentada.

Neste âmbito surge a parceria entre a RNSM e a Terra e Tudo – Consultoria e Gestão de Recursos Naturais para prestar consultoria técnica à avaliação da recuperação do ecossistema do lince-ibérico na Reserva Natural da Serra da Malcata, nomeadamente na gestão de *habitat* e fomento de coelho-bravo, na definição de áreas prioritárias para lince-

ibérico e apoio na avaliação do impacte e indicação de medidas minimizadoras na prática de actividades que potencialmente possam degradar os valores naturais não só da Reserva Natural da Serra da Malcata bem como do Sítio Malcata.

Gestão de Habitat



Definição das áreas prioritárias para aquisição

Um dos principais factores de ameaça identificados na conservação do lince-ibérico é a degradação do habitat. Tal como referido no capítulo anterior, foram várias as acções de gestão de habitat realizadas, mas cujo o impacto era reduzido devido à área de intervenção insuficiente. A contratualização com os proprietários para estes implementarem as acções de gestão era extremamente difícil devido ao abandono do meio rural, encontrando-se como única alternativa a aquisição dos prédios. Assim, foram considerados diversos factores na determinação das propriedades a adquirir, nomeadamente:

- Existência de prédios do Estado nas proximidades, de modo a formar uma área com continuidade significativa para gestão de espécies e habitat de espécies prioritárias para a conservação;
- Isolamento. Os prédios teriam que ficar em áreas em que a presença humana fosse reduzida de modo a que quaisquer acções futuras não colidissem com interesses privados.

Assim, após um levantamento das propriedades que reuniam estas condições, obteve-se o mapa apresentado na Figura 1, conforme os elementos descritos na Tabela 1.

Tabela 1 – Identificação dos prédios a adquirir e respectiva área e proprietários.

Matriz	Área (ha)	Titularidade	Situação Actual
3 A	32,925	João Maria Rodrigues Robalo	Adquirido
3 E	375,625	António Augusto Vieira (herdºs)	Avaliado para expropriação
4 E	36,650	Alexandre Justino Vieira (herdºs)	Avaliado para expropriação
6 E	1,375	José Bernardo Vieira (herdºs)	Avaliado para expropriação
8 E	80,850	José Bernardo Vieira (herdºs)	Avaliado para expropriação
1 H	196,775	António da Costa Vieira (herdºs)	Avaliado para expropriação
32 J	35,750	Manuel Dias Raínho (herdºs)	Avaliado para expropriação
2 L	77,975	Manuel Dias Raínho (herdºs)	Avaliado para expropriação
981	0,0260	Manuel Dias Raínho (herdºs)	Avaliado para expropriação
17 L	14,350	Eugénia Salgueira	Adquirido
18 L	16,775	Isabel Salgueira dos Reis	Avaliado para expropriação
19 L	32,875	Isabel Augusta Nabais António Nabais dos Reis	Avaliado para expropriação
Total	901,95		

A aquisição de, aproximadamente, 900 hectares, formarão uma “bolsa” de terrenos com uma área de 6000 hectares pertencentes ao Estado - 37% da área da Reserva - fundamentais para a conservação da natureza situados na zona central da Serra da Malcata. Será nesta área que se propõe implementar o centro de recepção de lince-ibérico bem como implementar intensivamente as acções de gestão de habitat e fomento de coelho-bravo.

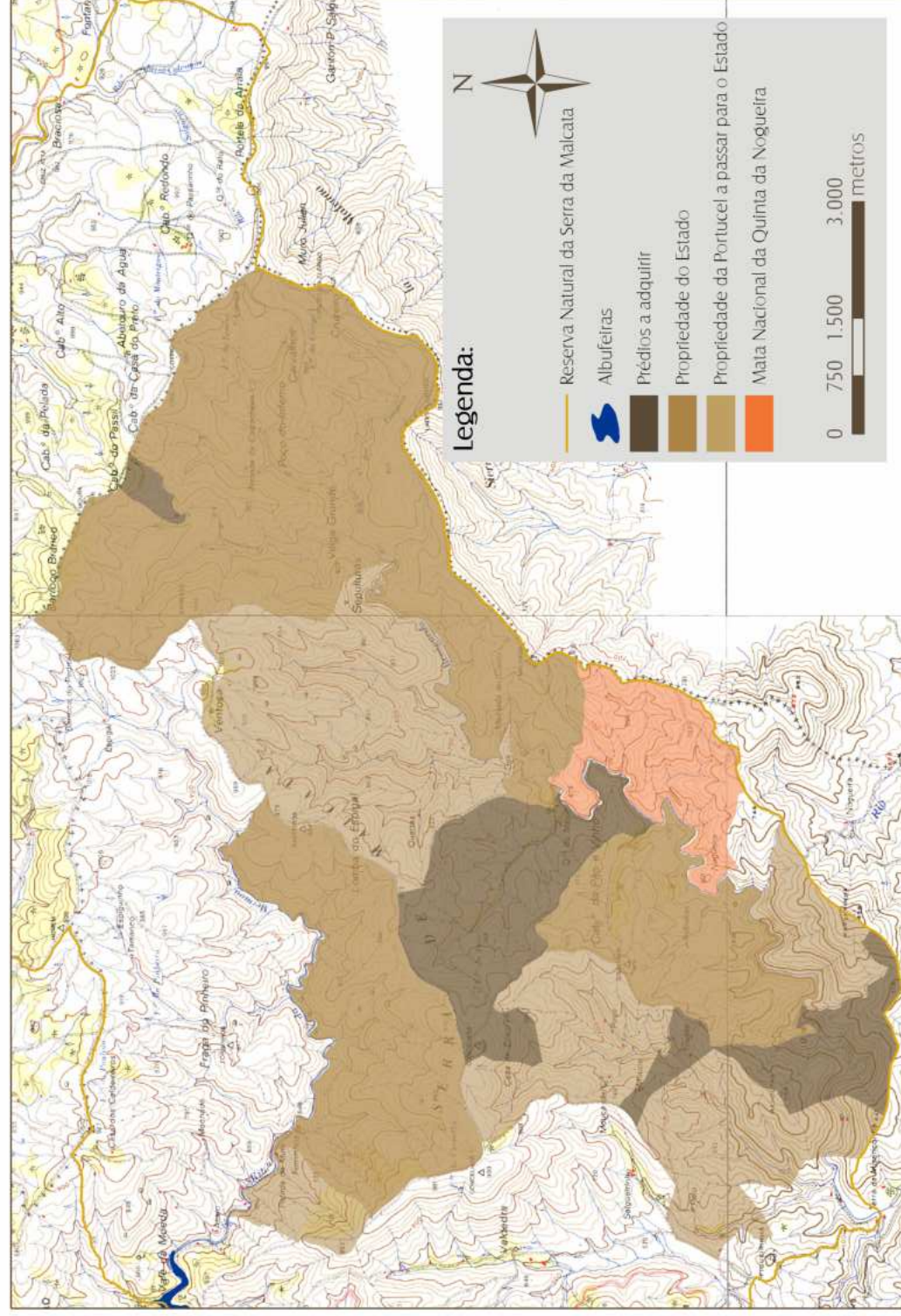


Figura 1 – Mapa dos prédios do Estado e dos prédios a adquirir a particulares na Reserva Natural da Serra da Malcata.

Recuperação das formações vegetais e reconversão das áreas degradadas

O projecto apresentado no âmbito do Plano Operacional do Ambiente previa acções de recuperação das formações vegetais naturais, de modo a recuperar o matagal mediterrânico e converter as arborizações de resinosas em manchas mais adequadas ao coelho-bravo, conforme a distribuição cartográfica descrita na Figura 2. O projecto consistia nas seguintes acções:

- **Abate escalonado de *Pinus pinaster* (150 ha):** esta acção contempla as plantações de *Pinus pinaster* localizadas em terrenos do ICN. Esta remoção seria escalonada no espaço e no tempo, prevendo-se a manutenção de alguns núcleos para funcionarem como um *habitat* alternativo aos Passeriformes florestais e maximizar a probabilidade de nidificação de rapinas florestais;
- **Fomento e adensamento de espécies arbóreas autóctones (12 ha):** esta acção realizar-se-ia nas superfícies referidas no ponto anterior e nas clareiras abertas nas áreas de mato contínuas. A realização desta acção possibilitará o fomento e adensamento da regeneração natural existente bem como diminuirá o risco de incêndio através da compartimentação das plantações de resinosas com folhosas autóctones (*Quercus pyrenaica*, *Q. rotundifolia* e *Q. suber*);
- **Eliminação do estrato arbustivo em plantações desenvolvidas de *P. pinaster* (1700 ha):** esta acção consiste no corte manual do mato contíguo aos indivíduos/núcleos de regeneração encontrados (*Q. rotundifolia*, *Q. pyrenaica*, *Q. suber* e *Arbutus unedo*) promovendo o fomento da regeneração natural e a diminuição do risco de incêndio ao diminuir o material arbustivo;
- **Recuperação das áreas agrícolas (12 ha):** com o despovoamento da Serra nas últimas décadas, verificou-se a degradação de áreas anteriormente agricultadas, tais como olivais e soutos. Esta acção contemplaria a recuperação destas áreas através da poda e preparação do solo para sementeira de centeio proporcionando áreas artificiais de abrigo e reprodução para as populações-presa. A realização desta acção fomentaria o incremento da população de lagomorfos bem como da disponibilidade de alimento para a avifauna;
- **Controle de núcleos de *Acacia dealbata* (3 ha)** existem dois núcleos de *Acacia dealbata* no sul da Serra da Malcata e a realização desta acção visa contribuir para a eliminação desta espécie exótica. Contempla-se a remoção do material lenhoso resultante do corte efectuado há dois anos, bem como de parte do solo contendo eventuais sementes, deixadas no terreno; a aplicação de herbicida para secar as plantas que entretanto surgiram no local; a mobilização do solo e posterior plantação de uma espécie de crescimento rápido como *Pinus pinaster* para competir com e consequentemente diminuir a densidade da regeneração natural que surja no futuro.

Por constrangimentos alheios a esta prestação de serviços, o Instituto da Conservação da Natureza não pode realizar estas acções.

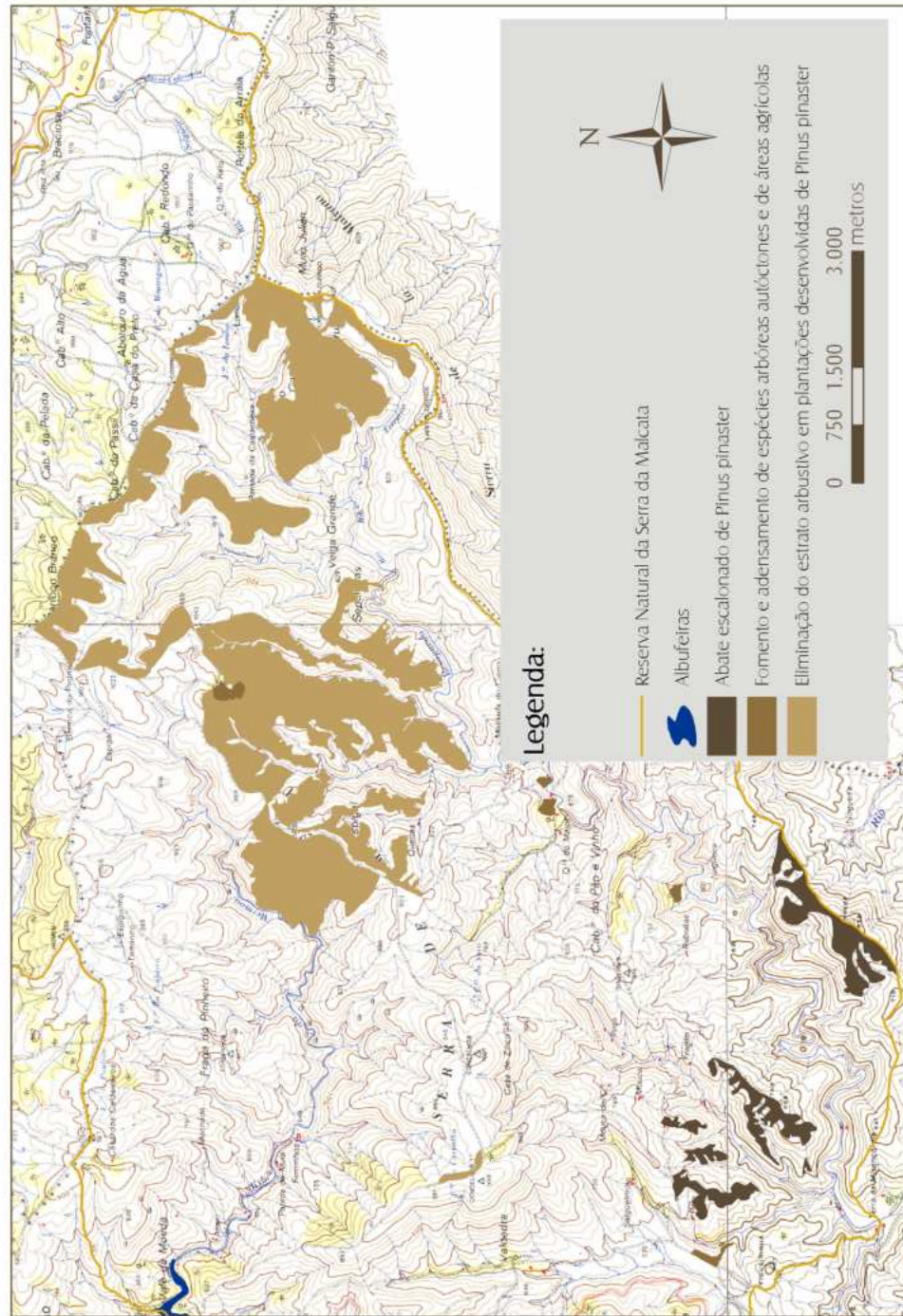


Figura 2 - Representação cartográfica das acções relativas à recuperação das formações vegetais naturais.

Apoio à emissão de pareceres

A Comissão Directiva da Reserva Natural da Serra da Malcata emite pareceres a diversas actividades e acções, tendo por base vários diplomas legais e no âmbito da Rede Natura 2000, esta Área Protegida apoia o Instituto da Conservação da Natureza na emissão de pareceres. A **TERRA E TUDO** apoiou a RNSM na emissão de pareceres nas actividades de arborização e beneficiação florestal, implantação de infra-estruturas, edificações, entre outras.

As arborizações, quando mal realizadas, podem ser um dos principais factores para a fragmentação e degradação da paisagem. A preparação do terreno, o controlo da vegetação espontânea e a mobilização do solo quando não planeados devidamente podem contribuir para a degradação e erosão do solo, para o potenciamento do aparecimento de pragas e destruição de habitats naturais importantes na conservação da natureza. As espécies a utilizar bem como a condução futura do povoamento são aspectos que poderão condicionar uma vasta área em termos de qualidade ambiental, que se traduz no risco de incêndio, na produtividade e na biodiversidade da área.

Tendo em consideração os valores naturais descritos para a área, as Boas Práticas Florestais e as disposições legais em vigor foram estabelecidas condicionantes a aplicar a projectos de arborização e de beneficiação florestal previstos para a área ocupada pela RNSM e pelo Sítio Malcata da Rede Nacional de Sítios. Todos os projectos eram analisados e a área vistoriada com deslocação ao local para avaliar os valores naturais presentes e o possível impacto que aquelas acções teriam sobre os mesmos.

As condicionantes de aplicação generalizada, baseadas nos Princípios de Boas Práticas Florestais (DGF, 2003), consistiam em:

■ **Preparação do terreno:** manutenção de vegetação espontânea em manchas ou faixas. A manutenção de faixas de vegetação espontânea actua como um importantíssimo factor de protecção do solo contra a erosão, é uma fonte de matéria orgânica, assumindo, com frequência, um papel de protecção das jovens plantas contra o vento, a insolação e a geada e atenua os impactos negativos em termos de biodiversidade, o que poderá reflectir-se de forma benéfica, nomeadamente, na riqueza em fauna cinegética. A destruição total de vegetação pode originar o surgimento de pragas que podem ser responsáveis pela inutilização de plantas jovens e por elevadas taxas de mortalidade em novos povoamentos florestais;

■ A operação de controle da vegetação espontânea deverá ser efectuada recorrendo a um **corta-matos**, dado que este tipo de equipamento é indicado para áreas onde o risco de erosão é elevado ou muito elevado e para áreas de maior sensibilidade ecológica, quando a formação de uma cobertura seja considerada favorável, nomeadamente, em termos de redução da evaporação da água do solo e de retardamento ou inibição da regeneração e desenvolvimento de vegetação espontânea;

■ A mobilização do solo deverá ser realizada localizadamente ao longo da linha de plantação. A operação a utilizar deverá ser a **ripagem ou a subsolagem**, pois não provoca a inversão de horizontes do solo e não deverá exceder os 50 cm de profundidade;

■ Posteriormente, a gestão da vegetação espontânea no povoamento florestal deverá ser executada pela conjugação dos seguintes métodos adaptados à vegetação existente: 1) a **eliminação localizada**, junto à árvore, 2) a **parcial**, de modo a assegurar uma maior protecção do solo, maiores taxas de retenção da água de escoamento, teores mais altos de matéria orgânica no solo, uma melhor protecção das árvores (microclima mais favorável), uma melhor defesa contra os agentes bióticos nocivos (pragas e doenças) e uma menor possibilidade de desenvolvimento de outras comunidades vegetais, por vezes, mais difíceis de controlar. No sentido de evitar o aumento do risco de incêndio, devem ter-se cuidados especiais com os resíduos destruindo-os ou retirando-os da área;

■ A selecção das espécies deve ser um instrumento para fomentar a diversidade biológica a várias escalas, desde que se verifique a sua integração e harmonização com o meio envolvente, com as zonas fito-geográficas, com os valores naturais, com o enquadramento paisagístico, com os objectivos de protecção e conservação da natureza e com os objectivos do proprietário. Assim, no concelho do Sabugal deverá ser incentivado o uso de carvalho-negral *Quercus pyrenaica*, e no concelho de Penamacor, deve-se recorrer a azinheira *Quercus rotundifolia*, sobreiro *Quercus suber* e medronheiro *Arbutus unedo*. Nas áreas com um teor elevado de humidade deverá ser promovido o freixo *Fraxinus angustifolia*;

■ Nas áreas envolventes das linhas de água, o risco de erosão é frequentemente muito elevado, uma vez que se tratam de áreas de concentração do escoamento de águas pluviais. Nestas faixas, que deverão ter uma largura mínima de 10 metros, deve ser feita uma rigorosa prevenção dos fenómenos erosivos, pelo que é fundamental a adopção de medidas que visem a sua protecção, de entre as quais se destacam a manutenção da totalidade ou de uma parte significativa da vegetação espontânea e a não realização de quaisquer mobilizações do solo, com excepção das localizadas;

■ As operações motomanuais e mecanizadas só podem ocorrer em períodos que não impliquem a perturbação das espécies faunísticas, nomeadamente durante o período de reprodução, de dependência, de hibernação e de migração (alínea b), do n.º 1, do art.º 11º, do Decreto-lei n.º 140/99, de 24 de Abril). Assim, os períodos seleccionados para a realização destes trabalhos **não poderão coincidir com o período de Março a Julho, inclusive**.

Na Figura 3 estão representadas as áreas sujeitas a solicitação de parecer de arborização e de beneficiações florestais na RNSM e no Sítio Natura, no período de 2000 a 2006, a financiar pelo Programa AGRO e pela medida RURIS, bem como pela Medida AGRIS e ainda os cortes rasos de pinheiro-bravo.

A área a beneficiar e/ou a arborizar abrange, aproximadamente, 7400 hectares, o que representa 9% da Área Classificada do Sítio Malcata.

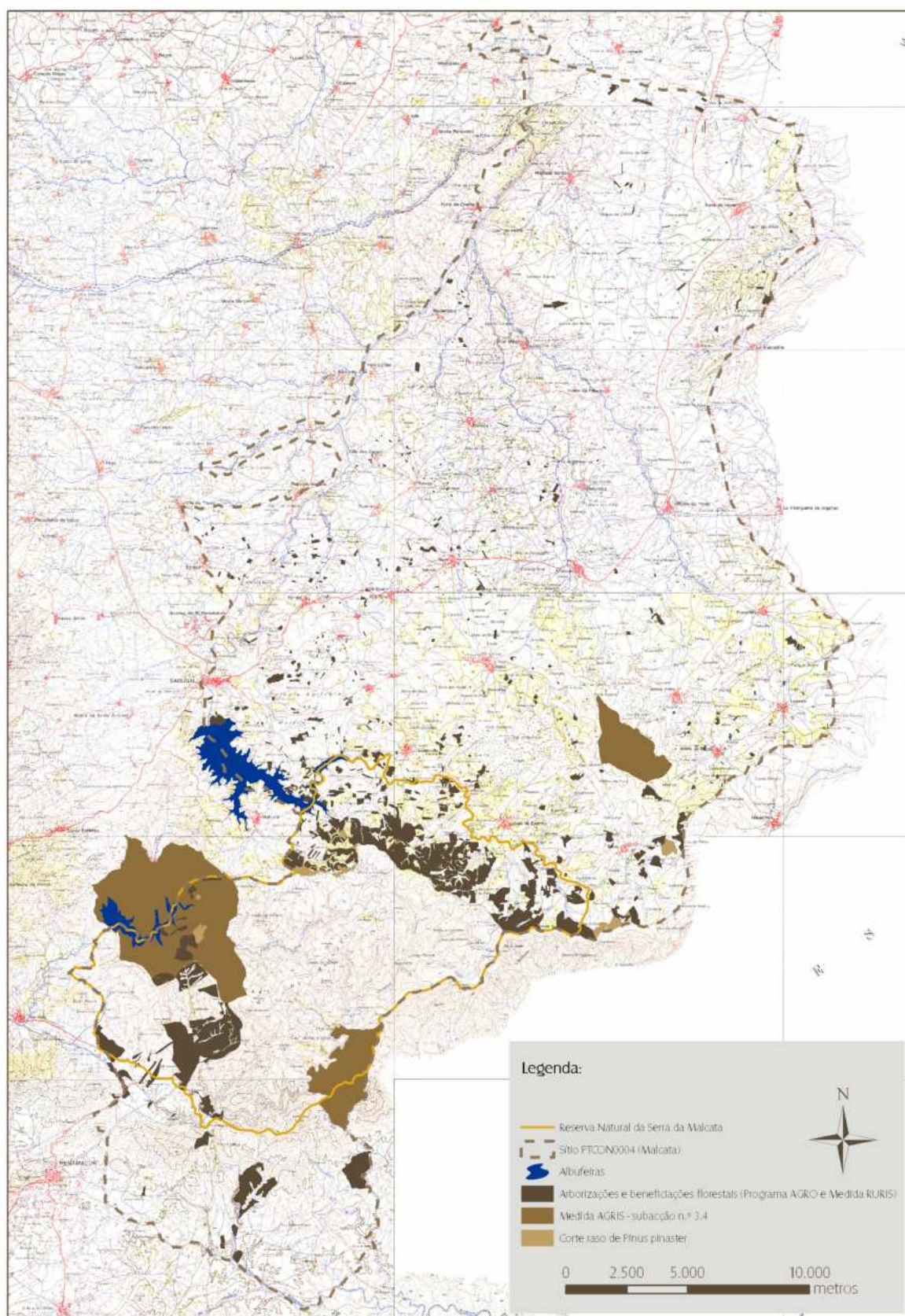


Figura 3 – Projectos de arborização e de beneficiação florestal (Programa AGRO e Medida RURIS e AGRIS) e cortes rastos de pinheiro-bravo sujeitos a parecer do ICN/RNSM no período de 2000-2006.

A actividade cinegética bem como as actividades que decorram na Rede Natura 2000 ou na Reserva Natural da Serra da Malcata estão sujeitas a parecer favorável da Comissão Directiva da RNSM ou do ICN para que se possam realizar (edificações, alteração do uso do solo, implantação de infra-estruturas, actividades motorizadas organizadas, exploração de inertes e explorações pecuárias) (Tabela 2 e Figura 4).

As explorações pecuárias dizem respeito a explorações de suinicultura intensiva ao ar livre para rentabilizar bosques de carvalho-negral ou montados de azinho, situados no concelho de Almeida e no concelho do Sabugal. O maior número de pareceres emitidos abrange a actividade florestal – arborizações, beneficiações florestais, corte raso de pinheiro-bravo -, a implantação de infra-estruturas, nomeadamente, o saneamento e abastecimento de água, gerido pela empresa pública, Águas do Zêzere e Côa e a actividade cinegética. Montarias a caça maior, análise dos Planos de Ordenamento e Exploração Cinegética e dos Planos de Gestão e análise dos Planos Anuais de Exploração são os principais pareceres emitidos.

Tabela 2 – Tipo e número de pareceres emitidos ou apoiados pela RNSM durante o período de 2004-2006.

Tipo de acção ou actividade	Número de pareceres
Exploração de inertes	3
Explorações pecuárias	4
Actividades motorizadas organizadas	5
Edificações	22
Implantação de infra-estruturas	99
Actividade Florestal	104
Actividade Cinegética	121

Na emissão destes pareceres teve-se em consideração os valores naturais presentes, a sensibilidade da área à realização de determinadas actividades, a possibilidade de contaminação da água, ar e solo com os resíduos resultantes e a época do ano em que realizar-se-iam.

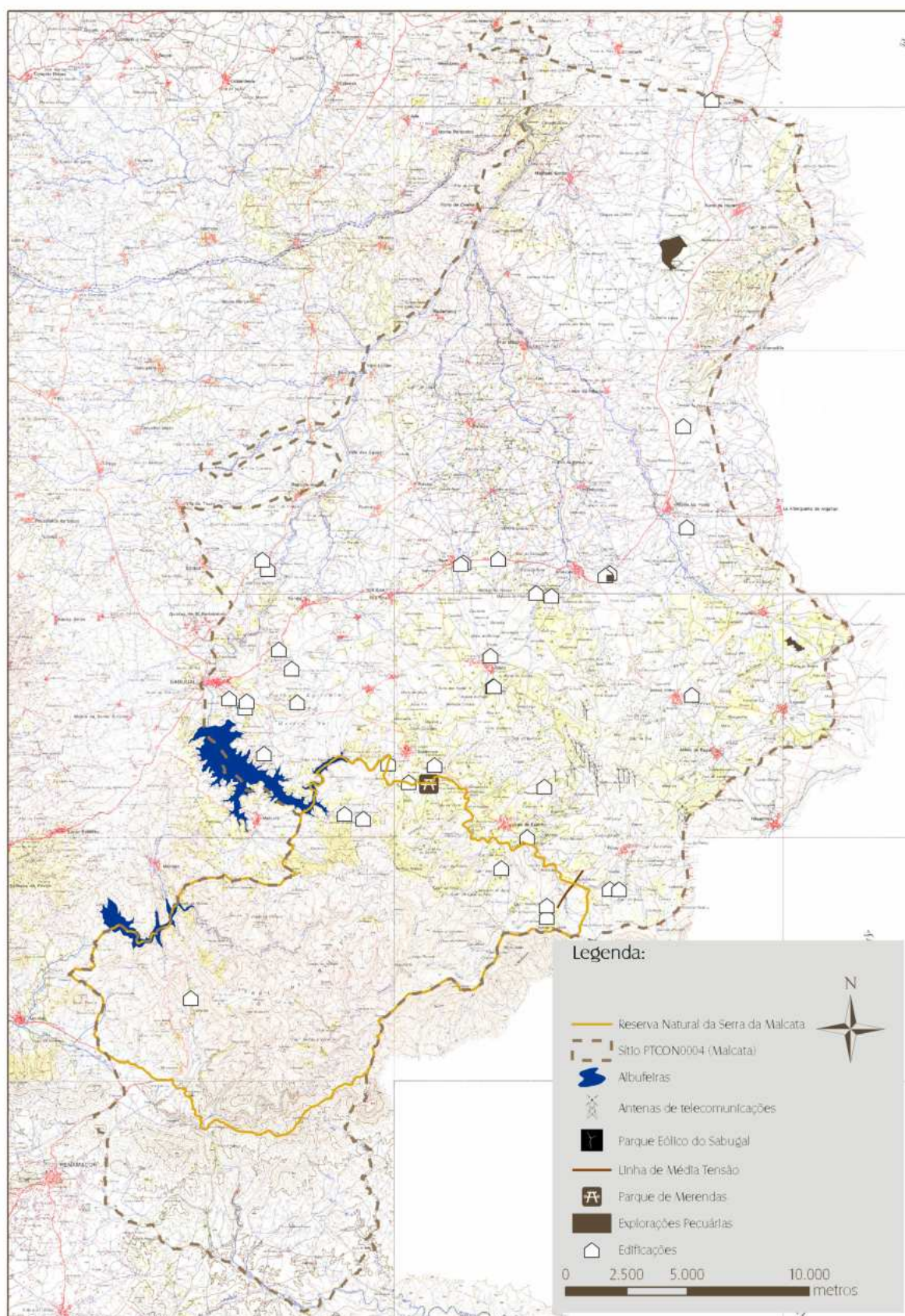


Figura 4 – Representação cartográfica de algumas ações e actividades sujeitos a parecer do ICN/RNSM no período de 2000-2006.

Gestão das acções de fomento de presas



Monitorização e avaliação do sucesso das acções de fomento de presas

As causas principais do declínio do lince-ibérico têm sido uma combinação de perseguição humana, destruição de habitat e regressão de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) (Ferrerias, *et al.*, 1992; Oreja, 1998, Delibes *et al.*, 2000).

Apesar do declínio intenso a que a espécie tem sido sujeita ainda existe uma forte possibilidade de evitar a sua extinção. Para isso é necessário concentrar os esforços de conservação na protecção e recuperação de habitat, recuperação do coelho-bravo e em reprodução em cativeiro e reintrodução, sendo crucial aumentar o nível de conhecimentos sobre biologia reprodutiva, ecologia de coelho-bravo e paisagem.

No sentido de cumprir os normativos expressos pela UICN (UICN/SSC, 1998) no que diz respeito a reintroduções, desde 1997 que se aplica na Serra da Malcata um programa contínuo de recuperação do habitat e presas do lince-ibérico. Com os esforços de conservação centralizados na eliminação dos factores que levaram ao desaparecimento do lince, optou-se por efectuar acções que possibilitassem a recuperação das populações de coelho-bravo.

A qualidade da área de refúgio e a disponibilidade alimentar determinam a ocupação e sucesso colonizador do coelho-bravo a uma determinada área. Tem preferência por zonas de paisagem diversificada e fragmentada, com parcelas agrícolas intercaladas com matos, caracterizadas por apresentarem uma orla significativa.

Apresenta uma dieta oportunista revelando, contudo, uma preferência por determinadas espécies de dicotiledóneas e gramíneas (Sarmiento *et al.*, 2003), quando disponíveis, optando por raízes, rebentos e cascas de árvores na sua indisponibilidade.

A estratégia de recuperação das populações de coelho-bravo assenta em dois tipos de actuação: conjugar o fomento da adequabilidade do habitat a acções de reintrodução e repovoamento deste lagomorfo (Figura 5). No fomento da adequabilidade do habitat, estabelecem-se abrigos artificiais e instalam-se pastagem com área e forma adequada aos requisitos ecológicos da espécie. Já com as acções de reforço populacional pretende-se estabelecer núcleos populacionais em locais onde a espécie se extinguiu ou reforçar populações já existentes.

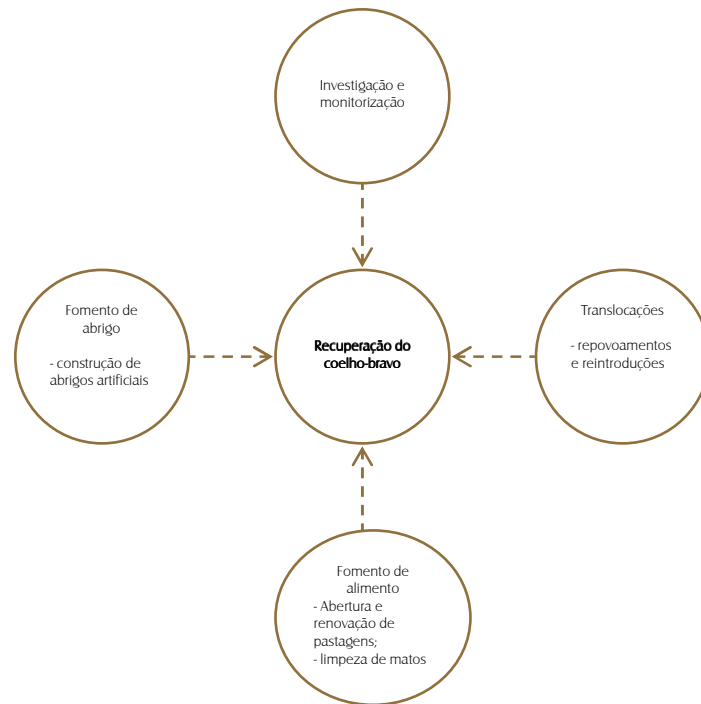


Figura 5 – Esquema exemplificativo da estratégia adoptada na RNSM para recuperar as populações de coelho.

A **colocação de abrigos artificiais** vai proporcionar abrigo, sendo fundamental para o sucesso das acções de repovoamento e reintrodução, dado que as características do solo da RNSM tornam extremamente difícil a abertura natural de tocas.

Estas estruturas artificiais situam-se, geralmente, em áreas pendentes para facilitar a drenagem natural e baixa-se o solo cerca de 30 a 50 cm num diâmetro de cerca de 20 m. Nesta área são amontoadas raízes, que serão recobertas com a terra extraída (Figura 6).



Figura 6 – Aspecto geral de um abrigo artificial para coelho-bravo.

Na zona centro e sul da Serra da Malcata foram colocados 108 abrigos em áreas intervencionadas, em 2004, a juntar aos 80 já existentes (Figura 7), onde foram instaladas pastagens e onde se fizeram reintroduções. No decurso deste projecto só foram instaladas estruturas em locais onde o coelho-bravo se encontrava extinto e foi reintroduzido.

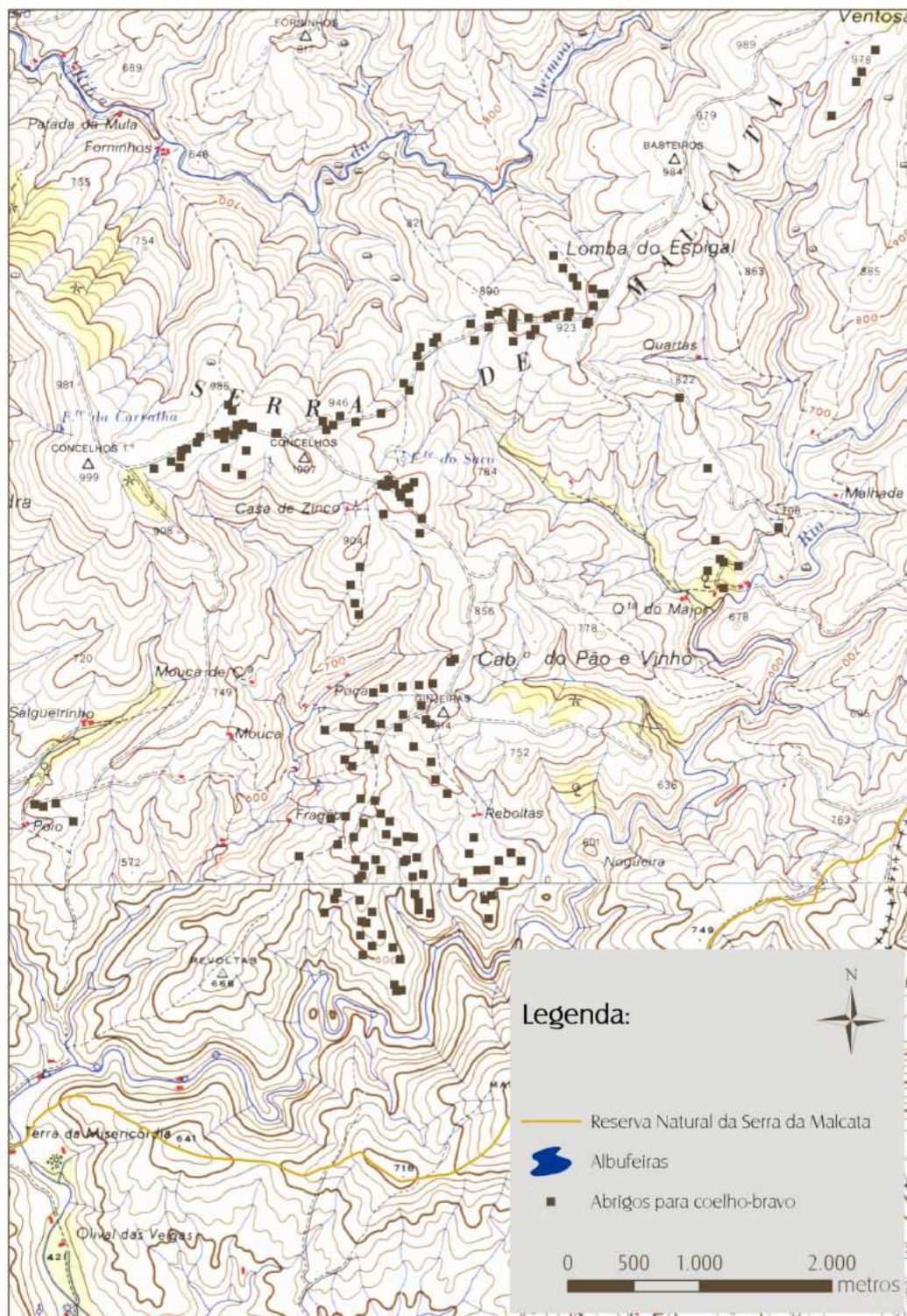


Figura 7 – Representação cartográfica da localização dos abrigos para coelho-bravo colocados entre 1997 e 2004.

Para permitir o aumento da taxa de sucesso das operações de repovoamento e reintrodução foram construídos 10 cercados de aclimação para coelho-bravo.

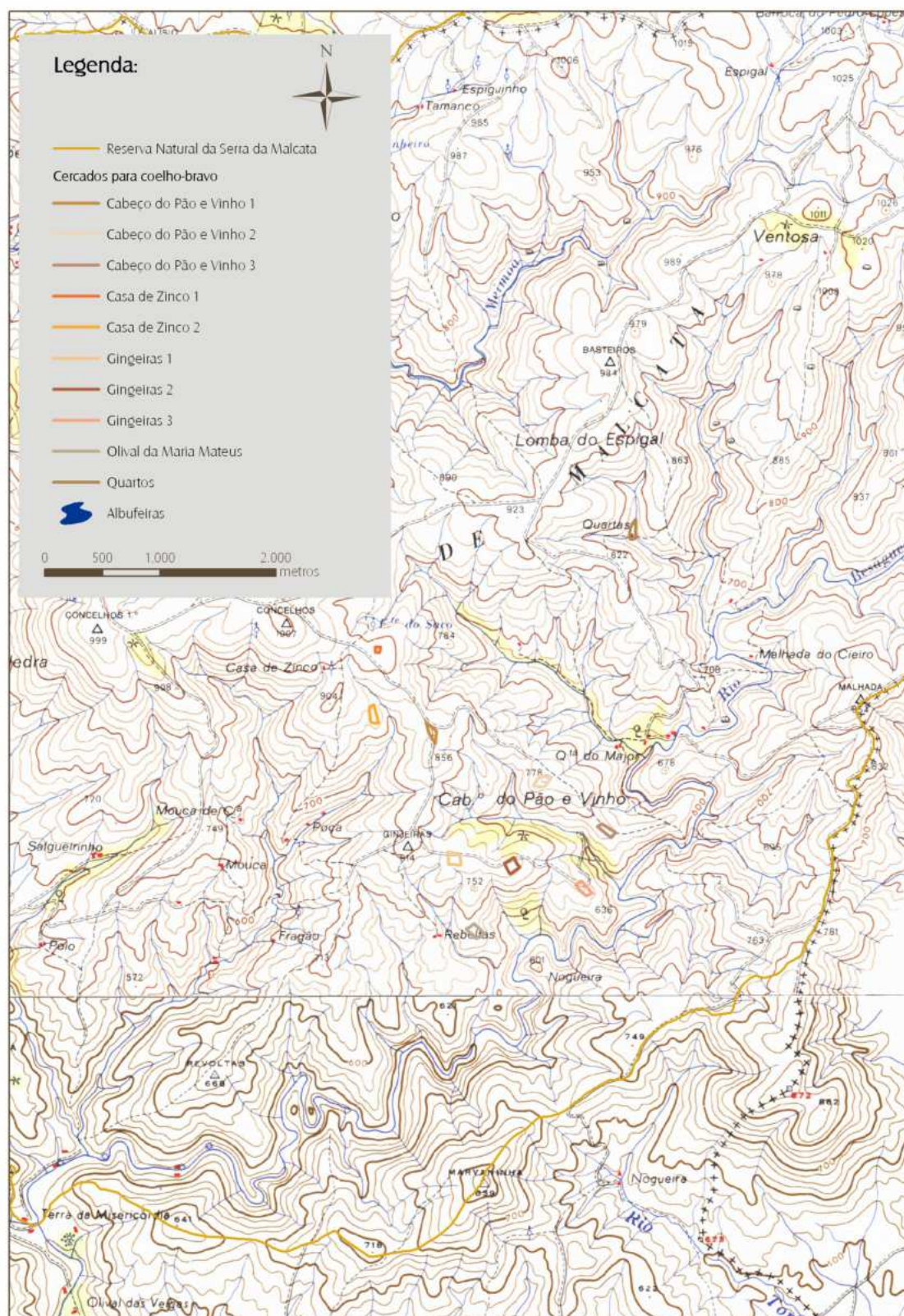


Figura 8 – Representação cartográfica da localização dos cercados para coelho-bravo colocados entre 1997 e 2004.

Após a selecção da zona de repovoamento, de acordo com as suas potencialidades, foram instalados dez cercados com cerca de 1 hectare (100 x 100 m), nos quais foram colocados dois abrigos artificiais (Figura 8). A estrutura de vegetação do interior do cercado combina áreas de mato (60%) e pastagem (40%) de forma a otimizar a sua adequabilidade para a espécie. Os cercados são de construção simples, com postes de madeira e rede de galinheiro com cerca de 1,20 m de altura. Após 3 semanas do início da operação de reintrodução, a rede é levantada, permitindo a saída dos animais depois do período de aclimação ao local. Desta forma, a dispersão dos coelhos a partir do cercado será progressiva (Alves *et al.*, 1998).

A instalação dos cercados de aclimação apresenta diversas vantagens, permitindo restringir a dispersão dos animais na fase inicial do repovoamento e possibilitando que estes recuperem do stress da captura e transporte, ficando protegidos dos principais carnívoros e, adicionalmente, permite-lhes uma adaptação às características do habitat.

Foi também necessário, para a instalação destes cercados analisar vários factores que poderão ser cruciais para o sucesso das operações (Mauvy *et al.* 1991; Letty *et al.* 1998), tais como:

- As características da área de largada (disponibilidade de alimento e de refúgio);
- Densidade e composição específica da comunidade de carnívoros e análise da sua dieta;
- Padrões de dispersão das populações introduzidas.

A escolha dos locais para a implantação dos cercados de aclimação baseou-se no conhecimento dos requisitos ecológicos da espécie e na distribuição espacial e abundância das populações autóctones. Tiveram-se em linha de conta os seguintes factores:

- **Distribuição espacial e abundância das populações autóctones:** Este factor é essencial e básico no processo de programação das operações. Optou-se por introduzir coelhos em áreas de densidade nula, mas na proximidade de populações existentes. Pretende-se com este processo fazer com que haja um contacto que permita a circulação de patogénicos entre a população autóctone e introduzida, de forma a induzir na última uma resposta imunitária;
- **Alimento:** presença de pastagens com gramíneas e esclerófitas jovens, de preferência com um grau de cobertura de 35%;
- **Abrigo:** presença de locais de abrigo, nomeadamente, matos altos e abrigos artificiais (mínimo de dois por cercado);
- **Intersepção:** procurou-se que os locais de instalação dos cercados tivessem um nível de intersepção entre locais de alimento e de abrigo óptimos para a espécie;
- **Dispersão:** o conhecimento prévio da dispersão e colonização das áreas adjacentes pelos coelhos introduzidos permitiu que se estabelecesse um conjunto de cercados equidistantes em cerca de 500 metros.

Um dos principais constrangimentos à presença de coelho-bravo, na Serra da Malcata, é a falta de alimento. Áreas de mato de cistáceas e ericáceas e arborizações de resinosas ocupam grande parte da Serra da Malcata. Assim, para aumentar os recursos alimentares para o coelho-bravo, aumentando a disponibilidade da biomassa vegetal, nomeadamente de herbáceas e/ou arbustivas, e aumentar o efeito de orla foram semeadas 108 **pastagens** nas zonas centro e sul da Serra (Figura 9 e 10), no período de 2004/2005.

Em zonas de matagal composto por cistáceas e/ou ericáceas, com declive inferior a 30%, abrem-se pastagens que variam entre ½ hectare e um hectare, que se encontram ligadas entre si por corredores de ligação. Esta abertura é efectuada com recurso a tractor de rastos com grade de discos e destroçador auto-rotativo. De seguida são semeadas com centeio (*Secale cereale*), com uma densidade de 100 kg/hectare. Esta operação deve ser precedida de uma fertilização e calagem, se as condições do solo assim o exigirem.



Figura 9 – Exemplos de pastagens instaladas durante o ano de 2004.

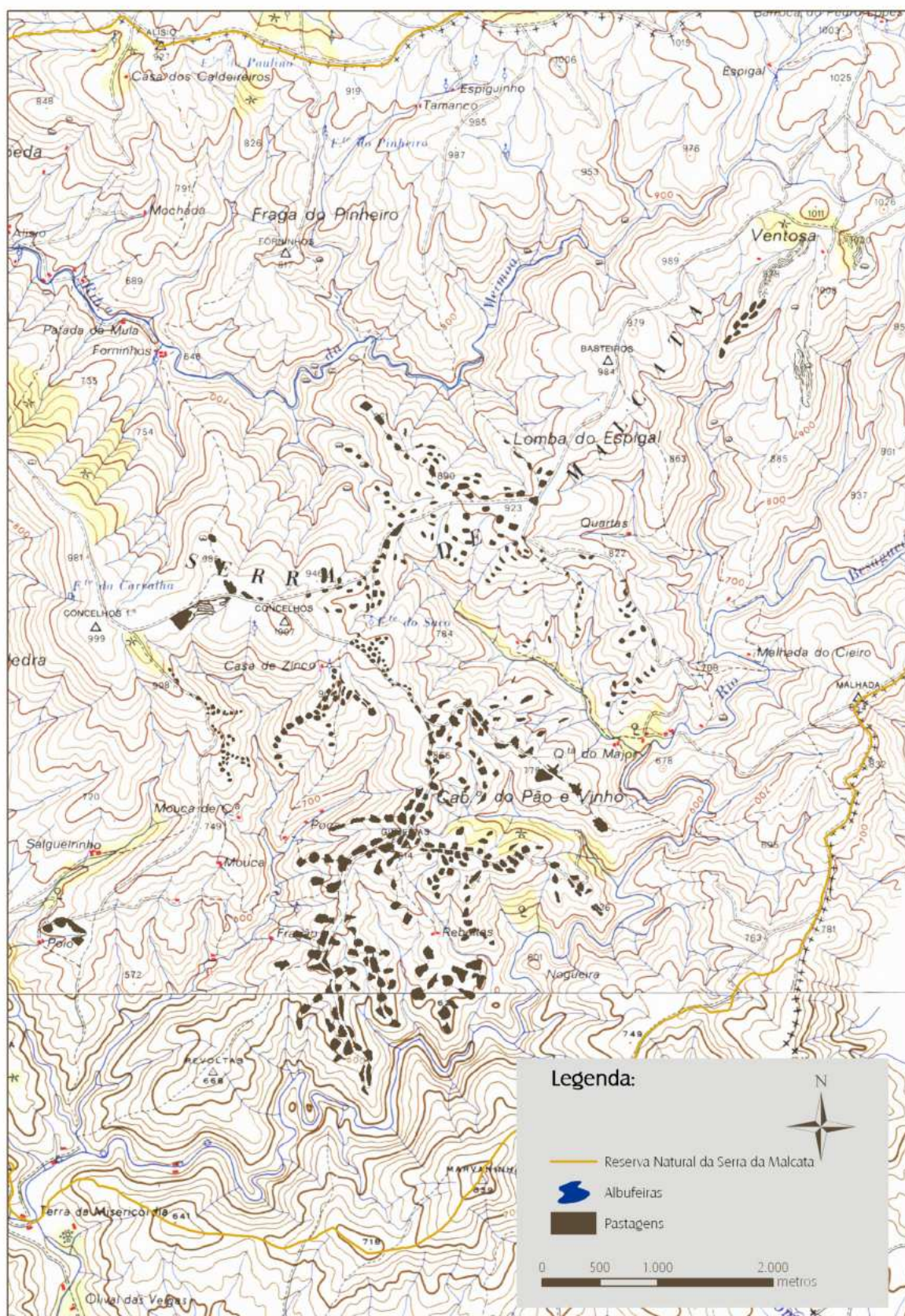


Figura 10 – Representação cartográfica das pastagens para coelho-bravo semeadas entre 1997 e 2004.

A **translocação de coelho-bravo** tem sido uma medida de gestão populacional altamente difundida durante os últimos anos e tem sido executada de duas formas: através de repovoamento e de reintroduções (introdução de animais em áreas onde a espécie se extinguiu). Um repovoamento é entendido como uma acção de largada de animais numa área onde a população autóctone se encontra tão reduzida que a recuperação da população sem intervenção não será possível, ou suficientemente rápida, para assegurar a manutenção ou o aumento da densidade da espécie.

A prática dos repovoamentos de coelho-bravo é cada vez mais frequente, tendo como objectivo de atingir os níveis populacionais compatíveis com a potencialidade do meio bem como da sua exploração cinegética. No entanto, este tipo de acções traz associado um grau de insucesso geralmente muito elevado, em resultado da dificuldade de adaptação dos animais ao novo habitat e da não planificação e incumprimento de uma série de premissas essenciais à boa execução desta medida de gestão (Ferreira, 2003). Os erros mais comuns identificados têm sido a falta de controlo, quer do ponto de vista sanitário, quer do ponto de vista genético, quer ainda em termos de monitorização de sucesso do repovoamento (Borges, 2004).

Na Serra da Malcata, as técnicas de repovoamento e reintrodução têm vindo a ser utilizadas continuamente desde 1998, após a realização das primeiras experiência em 1994. A partir do início da presente década, começaram-se a utilizar cercados de grandes dimensões (cerca de 1 hectare) para aclimação dos animais introduzidos, o que veio possibilitar o significativo incremento do sucesso das operações.

Os coelhos utilizados são originários de Portel (Alentejo), sub-espécie *Oryctolagus cuniculus algyrus*, com certificado genético e vacinados contra a mixomatose e doença hemorrágica viral. Foi também efectuada uma análise da condição física através da pesquisa de possíveis sintomas de incipientes mixomas observáveis nos pavilhões auditivos, área nasal e queixo.

Os animais foram introduzidos nos cercados vedados e mantidos nesse espaço durante um período de 3 semanas, após o qual foram levantadas as redes permitindo a sua dispersão. O número de indivíduos introduzidos por cercado variou entre 60 e 85. De modo a monitorizar a possível predação sobre os animais introduzidos, foram colocadas 2 armadilhas-de-caixa passíveis de capturar carnívoros.

Neste relatório efectua-se a análise dos resultados obtidos durante 10 operações de repovoamento, oito realizadas em 2005 e uma em 2003 e outra em 2004 (Tabela 3; Figura 11).

Tabela 3 – Dados relativos aos repovoamentos de coelho-bravo efectuados na Serra da Malcata de 2003 a 2005.

Cercado	Data	Nº de coelhos	Dados avaliados neste relatório
Quartos	07/2003	96	✓
Casa de Zinco 1	07/2003	103	✗
Casa de Zinco 1	10/2004	100	✓
Casa de Zinco 2	10/2004	62	✗
Gíngéiras 2	10/2004	66	✗
Gíngéiras 3	10/2004	64	✗
Olival da Maria Mateus	10/2004	40	✗
Pão e vinho 1	07/2005	86	✓
Pão e vinho 2	07/2005	92	✓
Pão e vinho 3	07/2005	78	✓
Gíngéiras 1	07/2005	84	✓
Gíngéiras 2	07/2005	97	✓
Gíngéiras 3	07/2005	95	✓
Olival da Maria Mateus	07/2005	85	✓
Quartos	07/2005	125	✓

✓ - Dados avaliados

✗ - Dados não avaliados

A recolha dos dados para estudo da dispersão dos coelhos alóctones baseou-se na mapeação das latrinas com recurso a navegador GPS (Garmin® *eTrex vista*, *eTrex venture* e *eTrex summit*), num raio de 500 m relativamente ao local da largada. Após a obtenção das coordenadas geográficas das latrinas, os dados foram tratados com programa informático ArcMap (Environmental Systems Research Institute, Redlands, Califórnia).

A distribuição espacial dos dados e respectiva dispersão, em cada época de amostragem, para cada repovoamento, foi determinada pelo método de *Kerne*/adaptativo a 95% (Worton, 1989).

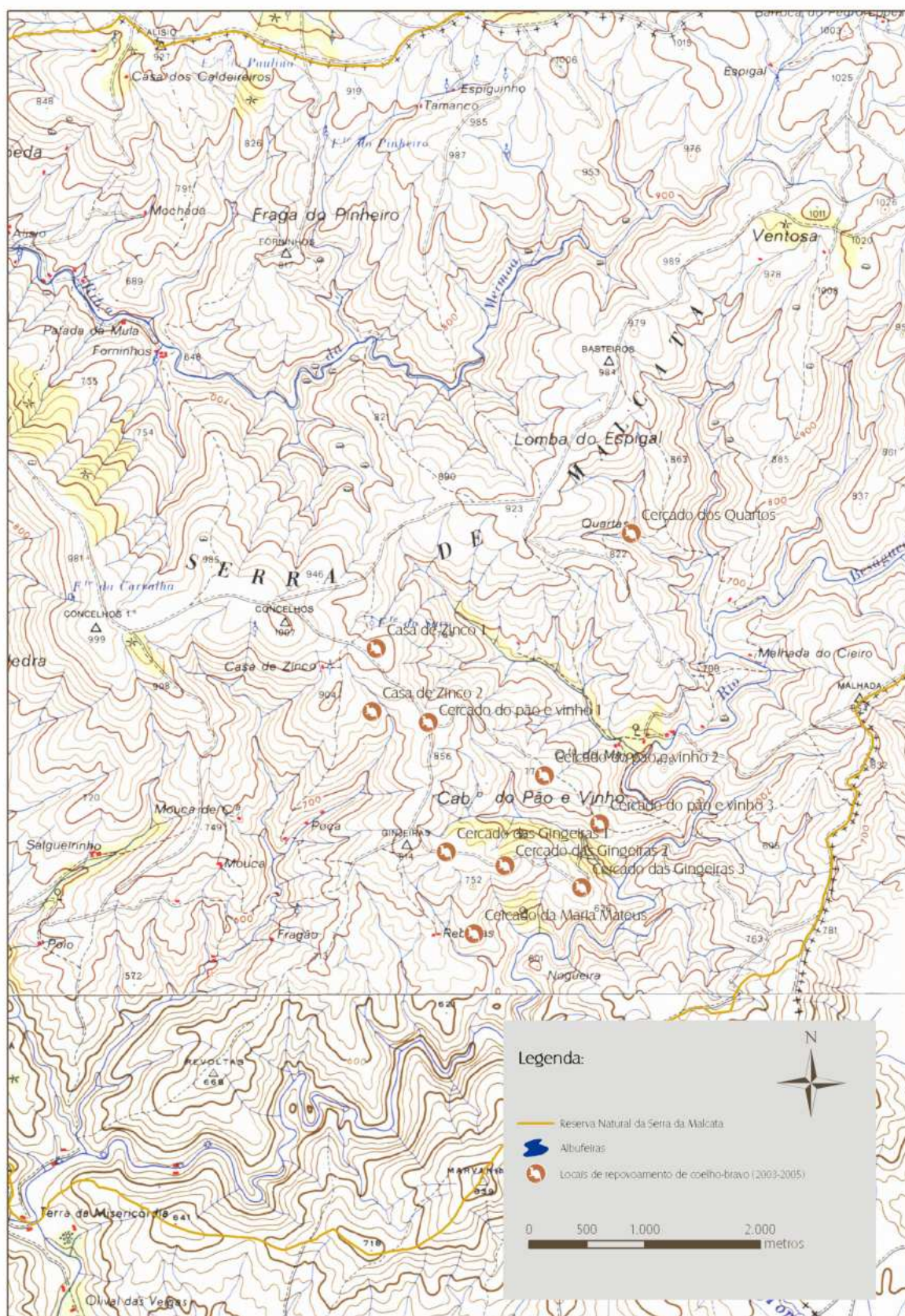


Figura 11 – Representação cartográfica dos locais dos repovoamentos de coelho-bravo que decorreram entre 2003 e 2005.

Na Tabela 4 estão representados as áreas com 95% de probabilidade do animal estar presente (área de uso activo - *Kernel*/adaptativo) e a área de 50% de probabilidade, que é considerada o centro de actividade. Estes valores são indicados para cada época de amostragem, para cada cercado.

Tabela 4 – Valores relativos às áreas de probabilidade 95% e 50%, para cada época de amostragem em cada um dos cercados monitorizados.

Cercado	Área de 95% (ha)			Área de 50% (ha)		
	Set/Nov 2005	Fev/Mar 2006	Mai/Jun 2006	Set/Nov 2005	Fev/Mar 2006	Mai/Jun 2006
Casa de Zinco 1	8,56	6,41	6,21	0,95	0,7	0,39
Casa de Zinco 2	1,76	1,79	3,50	0,30	0,24	0,62
Pão e vinho 1	0,91	3,46	3,76	0,12	0,35	0,34
Pão e vinho 2	1,14	1,80	1,84	0,22	0,28	0,09
Pão e vinho 3	0,51	0,53	0,99	0,08	0,09	0,21
Gingeiras 1	2,16	0,78	1,54	0,25	0,07	0,34
Gingeiras 2	1,11	2,49	1,83	0,08	0,31	0,16
Gingeiras 3	0,85	1,51	1,27	0,10	0,18	0,07
Olival da Maria Mateus	2,19	1,62	0,99	0,22	0,17	0,09
Quartos	0,55	0,78	0,67	0,07	0,07	0,05

Nas Figuras 12 a 14 estão representados os mapas de probabilidades da distribuição do coelho-bravo nos locais de repovoamento, determinados pelo método de *Kernel* para as três épocas de amostragem: Setembro de 2005, Fevereiro/Março de 2006 e Maio/Junho de 2006. Os cercados da casa de zinco (1 e 2) não foram amostrados na época de Fevereiro/Março de 2006 por se tratarem de repovoamentos de 2003 e já se encontrarem mais estabilizados.

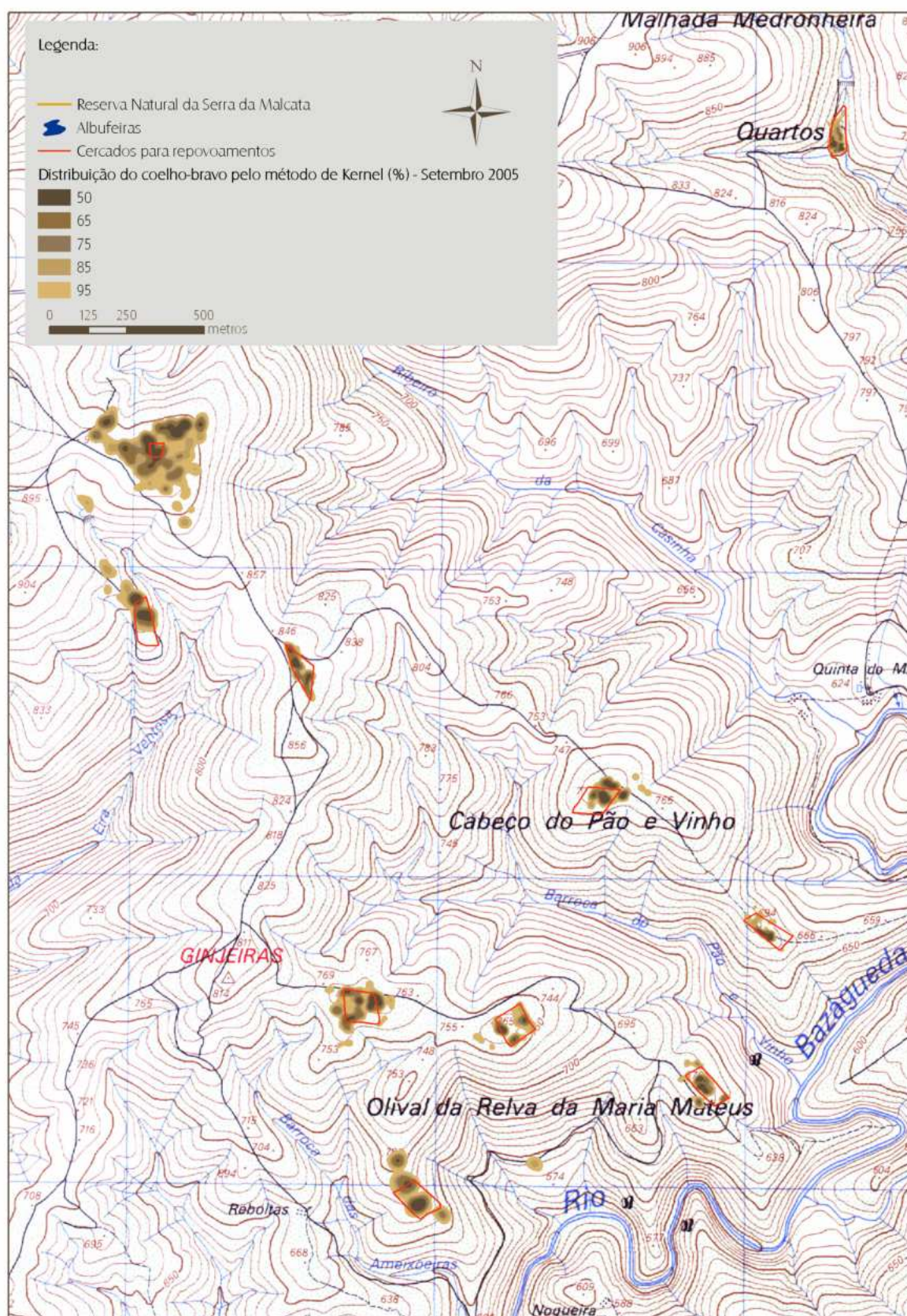


Figura 12 – Mapa de probabilidade de distribuição do coelho-bravo pelo método de *Kernel*, em locais de reintrodução, em Setembro de 2005.

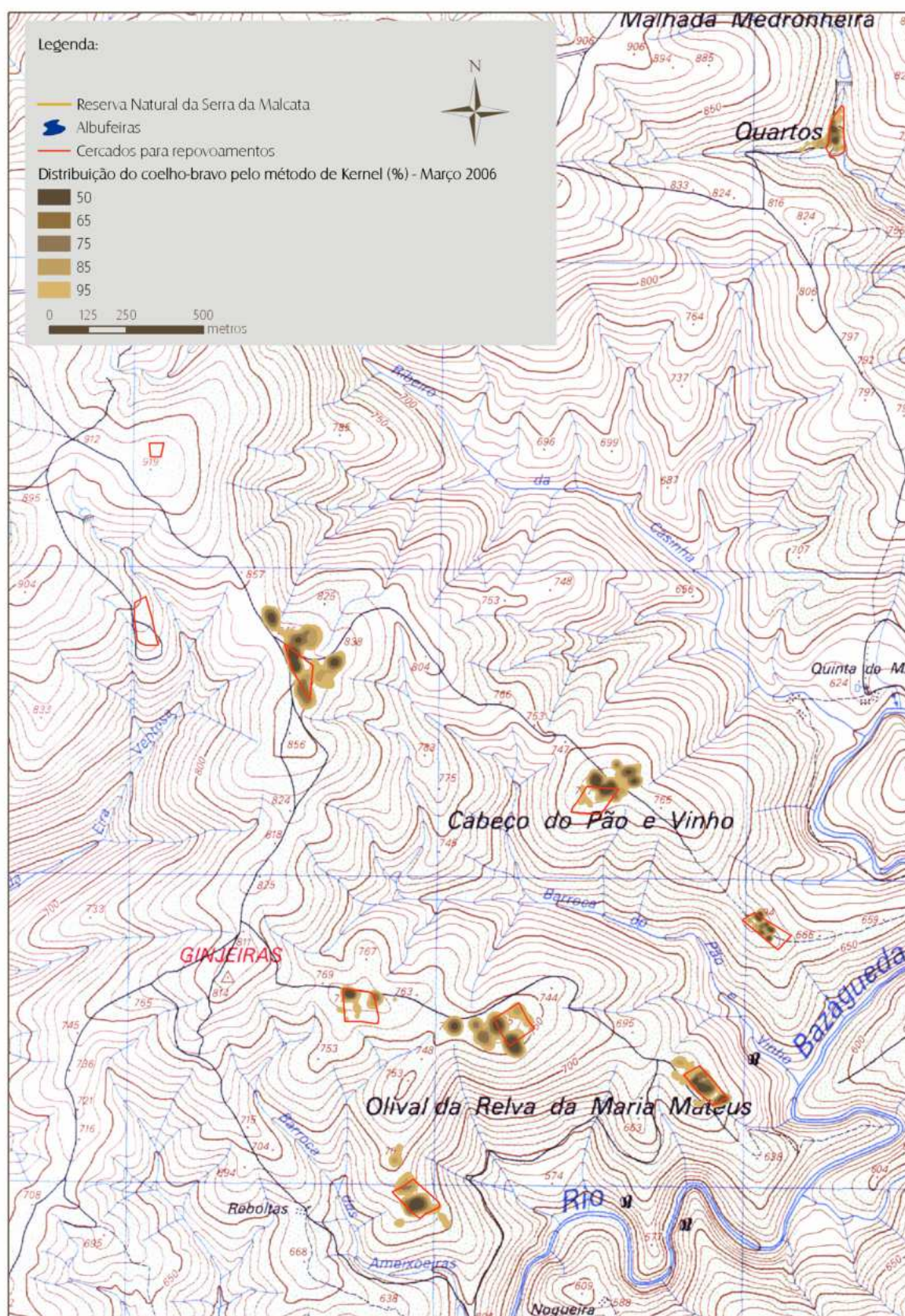


Figura 13 – Mapa de probabilidade de distribuição do coelho-bravo pelo método de *Kernel*, em locais de reintrodução, em Março de 2006. Os cercados da casa de zinco não foram amostrados nesta época.

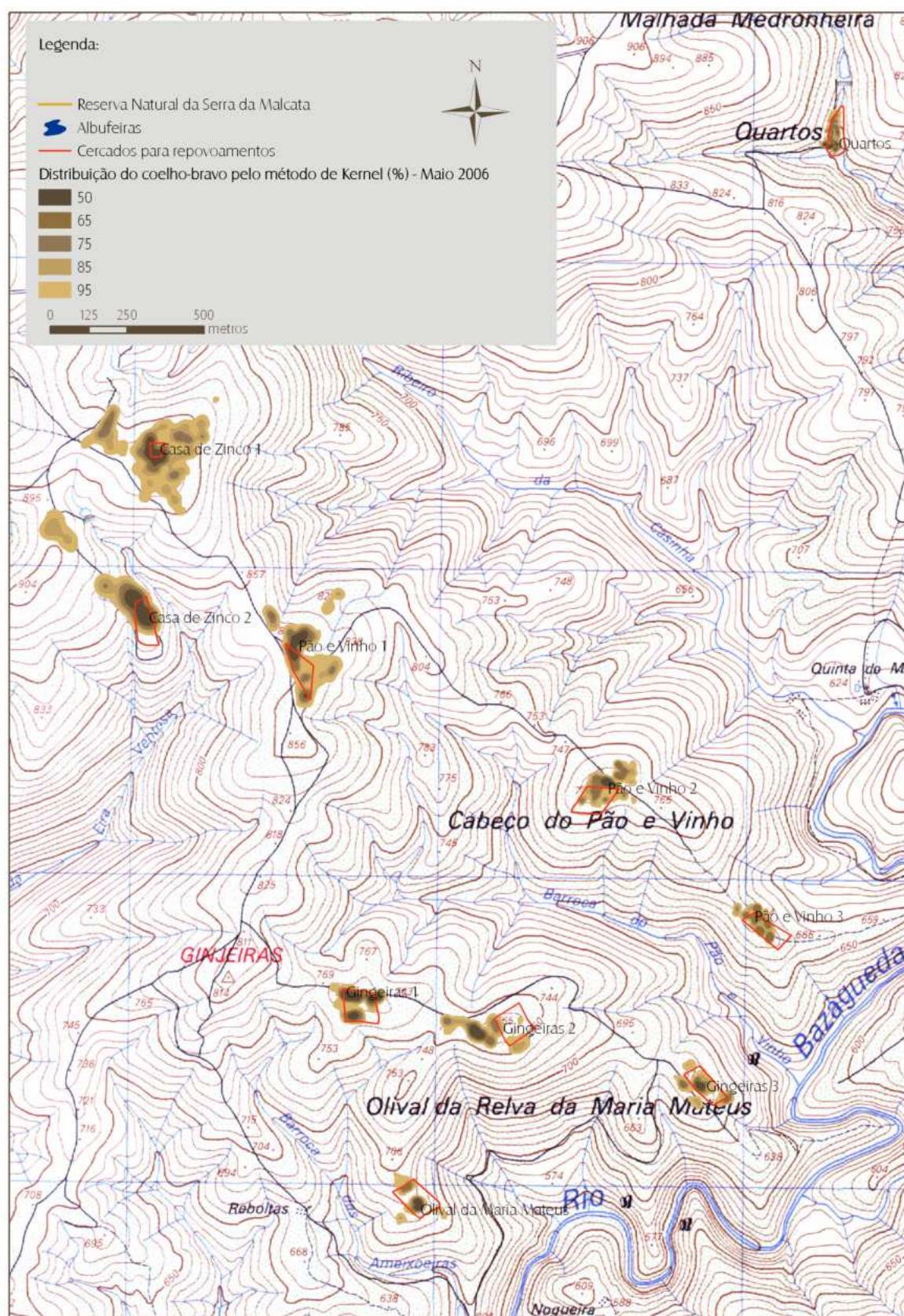


Figura 14 – Mapa de probabilidade de distribuição do coelho-bravo pelo método de *Kernel*, em locais de reintrodução, em Maio de 2006.

Distribuição espacial e abundância

Para determinar as densidades de coelho-bravo aplicou-se o procedimento descrito em Sarmiento & Cruz (1998). Este tem por base métodos indirectos, que utilizam a contagem de latrinas em transectos lineares para determinar densidades absolutas (nº indivíduos/ha) através de uma regressão linear. Para tal, a área de estudo foi dividida em quadrículas UTM de 2x2 km, obtendo-se um total de 56 quadrículas.

Em cada quadrícula foram definidos transectos lineares de 1 km de extensão, os quais se localizam em caminhos ou aceiros e são representativos da quadrícula, quer em termos de distribuição do coelho-bravo, quer em termos de cobertura vegetal. Cada transecto foi percorrido a pé por, pelo menos, 2 observadores, de forma a contabilizar todos os indícios de presença numa faixa de 5 m para cada lado. (Sarmiento *et al.* 2001).

As latrinas foram georreferenciadas através de um navegador GPS (Garmin® *eTrex vista*, *eTrex venture* e *eTrex 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 & Cruz (1998) no qual se efectuaram contagens de excrementos em 30 latrinas de cada tipo, seleccionadas aleatoriamente, a partir das quais 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:

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

Onde **NI**, **NII** e **NIII** 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, Sarmiento & Cruz (1998), para além da aplicação da metodologia descrita, seleccionaram aleatoriamente 13 quadrículas, onde aplicaram o método de contagens de excrementos em unidades de amostragem (Forys & 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 (IA) em densidades absolutas (DA), através da equação:

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

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). Estes dois parâmetros foram contemplados aquando da conversão dos IA's em DA's.

Com base nos valores obtidos para a densidade de coelho-bravo na RNSM, determinaram-se os seguintes parâmetros para todas as épocas de amostragem:

- Percentagem de quadrículas em que a espécie está presente/ausente;
- Quadrículas em que a densidade é inferior ou igual a 1,5 coelhos/ha;
- Quadrículas em que a densidade é superior ou igual a 4 coelhos/ha;
- Densidade média de coelho-bravo para toda a RNSM por época.

A análise dos dados foi feita com base nos procedimentos estatísticos descritos em Zar (1996). Para averiguar se existem ou não diferenças significativas entre as várias épocas de amostragem, procedeu-se a uma análise de variância (ANOVA). Para testar o desvio existente entre a distribuição dos dados e a distribuição normal usou-se o teste não paramétrico Kolmogorov-Smirnov (KS), também conhecido por "teste de normalidade". Após a aplicação da ANOVA, nos casos em que foram detectadas diferenças significativas, efectuaram-se comparações entre épocas, através do teste de *Tukey* (programa informático *GraphPrism ADE-4*).

A representação gráfica da distribuição e da abundância de coelho-bravo, em quadrículas 2x2 km, em classes de densidade (ind/ha), na RNSM foram efectuadas com recurso ao programa informático ArcMap® (ESRI, 2000). De forma a facilitar a visualização dos dados de densidade de coelho-bravo na RNSM, foram também criados mapas de densidade contínuos através do método de interpolação espacial designado por *Inverse Distance Weighted* (IDW), o qual permite transformar dados isolados no espaço, em dados contínuos (Clark, 1979; Wingle & Poeter, 2001).

O IDW 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, tendo cada ponto medido tem uma influência local que diminui com a distância, daí o nome *Inverse Distance Weighted* (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 programa informático ArcMap® (ESRI, 2000). Esta metodologia foi aplicada a todos os dados existentes relativos à monitorização de coelho-bravo, iniciada em 1997, de forma a obter uma visão mais ampla da evolução espácio-temporal das populações e respectivas flutuações.

O cálculo da densidade absoluta para cada quadrícula em cada época permitiu analisar não só a distribuição e abundância das populações de coelho-bravo, como também a sua evolução. As épocas para as quais não existem dados (Verão de 2002, Inverno de 2003/2004 e Verão de 2004) reportam-se a períodos em que não foi possível realizar o trabalho de campo, devido a questões logísticas.

Na Figura 15 está representada a evolução percentual do número de quadrículas em que a espécie foi detectada (Quadrícula com Presença), das que apresentam densidade superior a 4 coelho/ha (Quadrículas com Alta Densidade) e das quadrículas com densidade inferior a 1,5 coelho/ha (Quadrícula com Baixa Densidade).

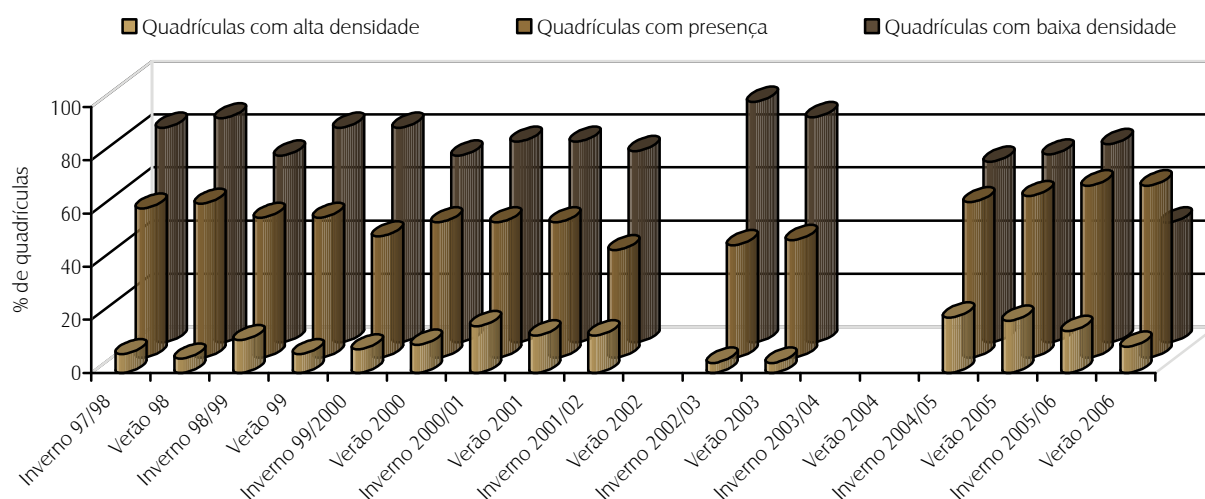


Figura 15 - Evolução percentual do número de quadrículas em que a espécie foi detectada (Quadrícula com Presença), das que apresentam densidade superior a 4 coelho/ha (Quadrículas com Alta Densidade) e das quadrículas com densidade inferior a 1,5 coelho/ha (Quadrícula com Baixa Densidade).

A percentagem de quadrículas em que foi detectada a presença de coelho-bravo varia ao longo do tempo, sendo mínima no Inverno de 2001/2002 (cerca de 40% ocupadas) e máxima na última época de amostragem (65%).

Relativamente à tendência observada, tanto para o número de quadrículas ocupadas como para as que apresentam baixa densidade, parece ser relativamente estável, sendo ligeiramente positiva para a primeira, enquanto

que no segundo caso se apresenta negativo, apontando para um ligeiro decréscimo do número de quadrículas com densidade inferior a 1,5 coelhos/ha.

Quanto às quadrículas que por época de amostragem apresentam densidades superior a 4 indivíduos/ha parece haver uma maior oscilação no seu número, verificando-se que este aumenta significativamente da primeira época de amostragem (Inverno 1997/98) para à última (Verão 2006).

No gráfico seguinte (figura 16) está representada a densidade absoluta média para toda a RNSM, por época amostrada. Assim, verifica-se que a densidade tem sofrido um aumento ao longo do período amostrado, e apesar de em 2003 (Inverno 2003/2004 e Verão 2003) ter ocorrido uma forte quebra nos níveis populacionais, alcançaram-se, nas últimas 3 temporadas, densidades médias superiores a 2 coelhos/ha, com um máximo de 2,34 coelho/ha no Verão de 2005, o que representa um aumento de cerca de 1,6 coelho/ha relativamente à primeira época de amostragem (Inverno de 1997/98).

A falta de dados antes e depois da quebra de 2003 dificulta a sua análise, uma vez que não se pode determinar quando se deu o decréscimo populacional e quando é que as populações começaram a recuperar. No entanto, a recuperação verificada no Inverno 2004/2005 é notável, uma vez que em 2003 se registam as densidades mais baixas desde 1997 e em apenas um ano a população consegue recuperar a tendência positiva, apresentando densidades superiores às determinadas no período "pré-quebra".

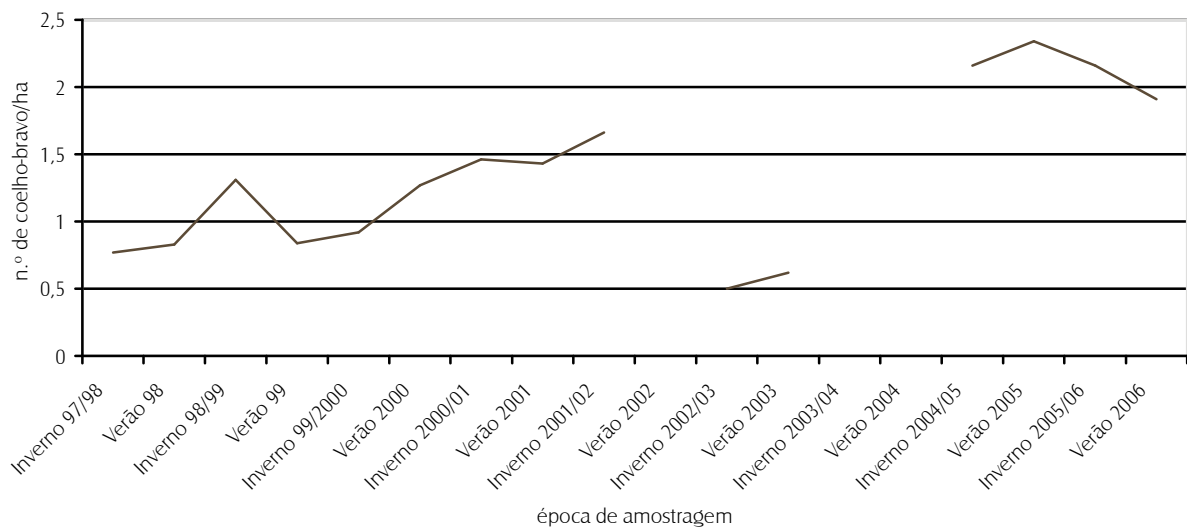


Figura 16 - Densidade absoluta média de coelho-bravo na RNSM, por época amostrada.

Utilizou-se o teste não paramétrico Kolmogorov-Smirnov (KS) para testar a normalidade dos dados, tendo-se concluído que nenhuma das épocas apresenta uma distribuição normal ($P < 0,0001$). Procedeu-se então a uma transformação dos dados em que se agruparam as quadrículas de 2x2Km em quadrículas 4x4 km. Para estas quadrículas 4x4 calculou-se a média das densidades de coelho, tendo-se considerado esse valor como a densidade da quadrícula 4x4 km. Aplicou-se novamente o teste Kolmogorov-Smirnov e todas épocas apresentaram uma distribuição

normal ($p > 0,7$). Foram detectadas diferenças significativas entre épocas de amostragem (ANOVA; $F=2,83$; g.l. = 13; $p < 0,001$). Através do teste de Tukey determinou-se a existência de diferenças significativas entre as épocas amostradas (tabela 5). Apenas foram encontradas diferenças significativas entre a época de maior densidade e as densidades obtidas na quebra registrada em 2003, e apesar do aumento que se tem verificado, estatisticamente não se detectam diferenças significativas entre épocas.

Tabela 5 – Representação das diferenças significativas (teste de Tukey) entre a densidade de coelho-bravo, nas diferentes épocas amostradas.

	Inverno 1997/98	Verão 98	Inverno 1998/99	Verão 99	Inverno 1999/2000	Verão 2000	Inverno 2000/01	Verão 2001	Inverno 2001/02	Inverno 2002/03	Verão 2003	Inverno 2004/05	Verão 2005	Inverno 2005/2006
Inverno 1997/98														
Verão 98														
Inverno 1998/99														
Verão 99														
Inverno 1999/2000														
Verão 2000														
Inverno 2000/01														
Verão 2001														
Inverno 2001/02														
Inverno 2002/03													*	
Verão 2003													**	
Inverno 2004/05														
Verão 2005										*	**			
Inverno 2005/2006														

* $q = 5,30$; $p < 0,05$

** $q = 4,87$; $p < 0,05$

A evolução das densidades de coelho-bravo, por quadrícula, na RNSM está representada nas Figuras 17 a 19. Nas Figuras 20 a 22 apresentam-se os mapas obtidos a partir da interpolação dos dados de densidade obtidos através da aplicação do método IDW.

Ambas as abordagens permitem seguir a evolução das populações não só a nível global, mas também 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 criam 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.

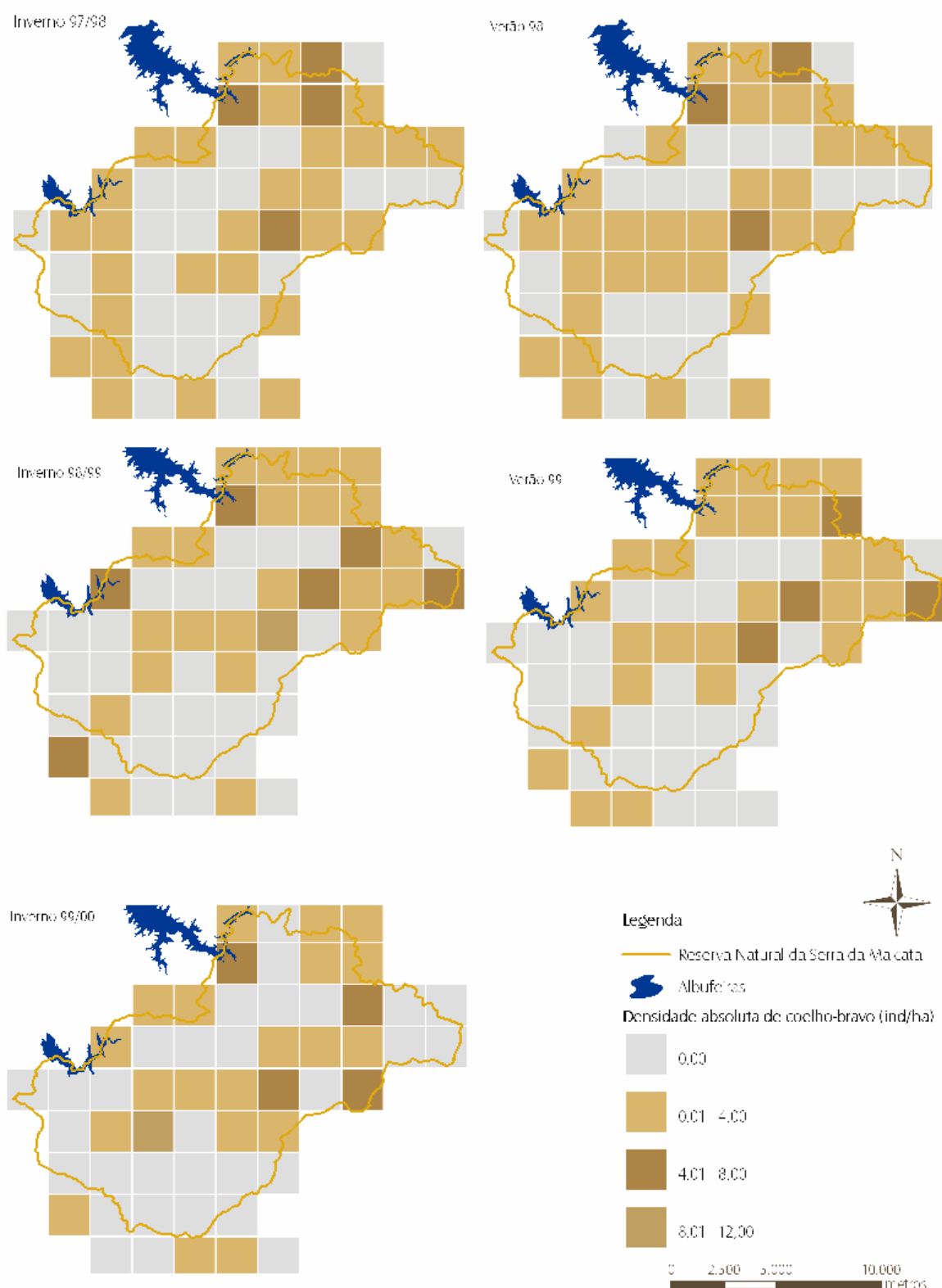


Figura 17 – Densidade absoluta de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

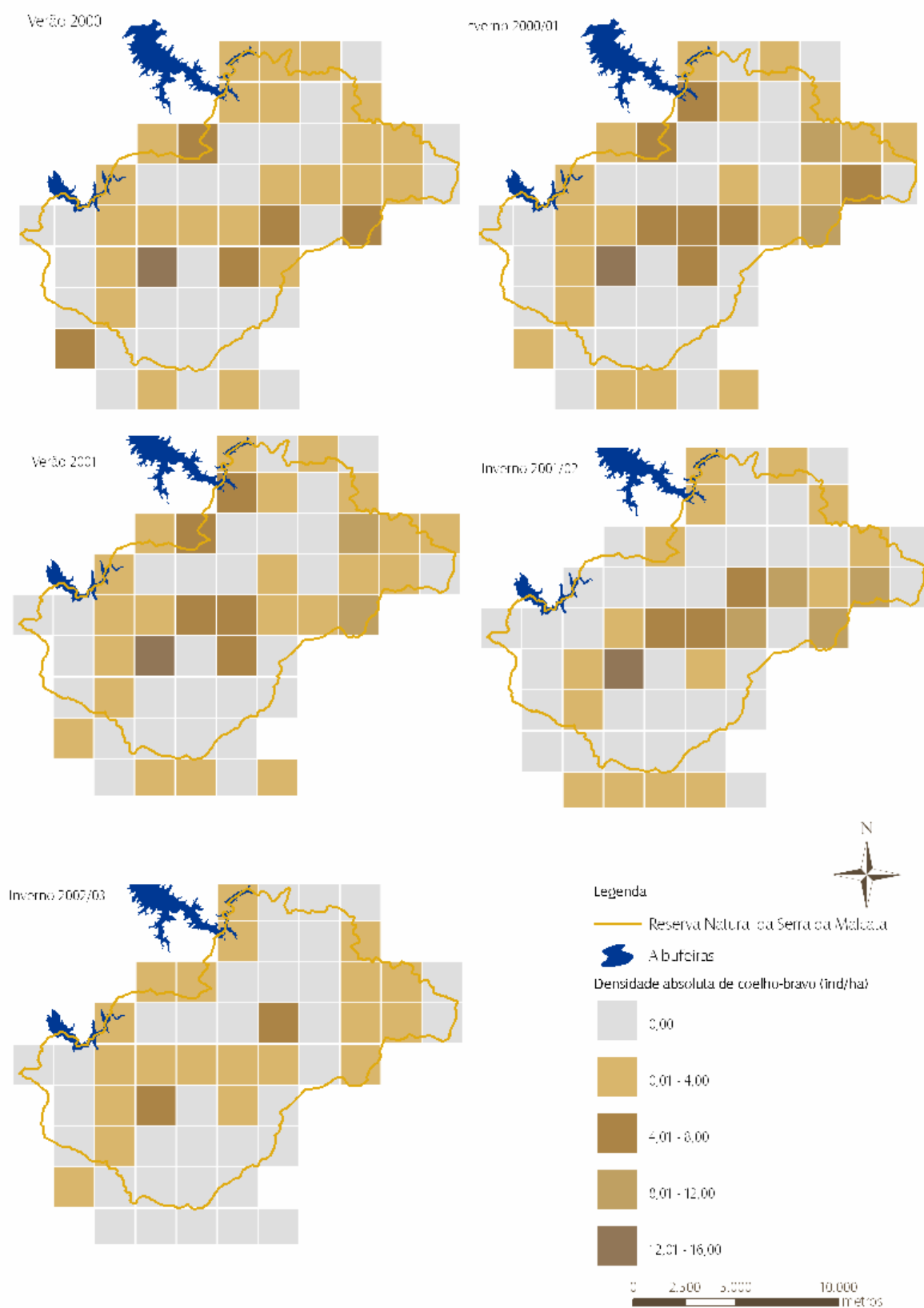


Figura 18 – Densidade absoluta de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

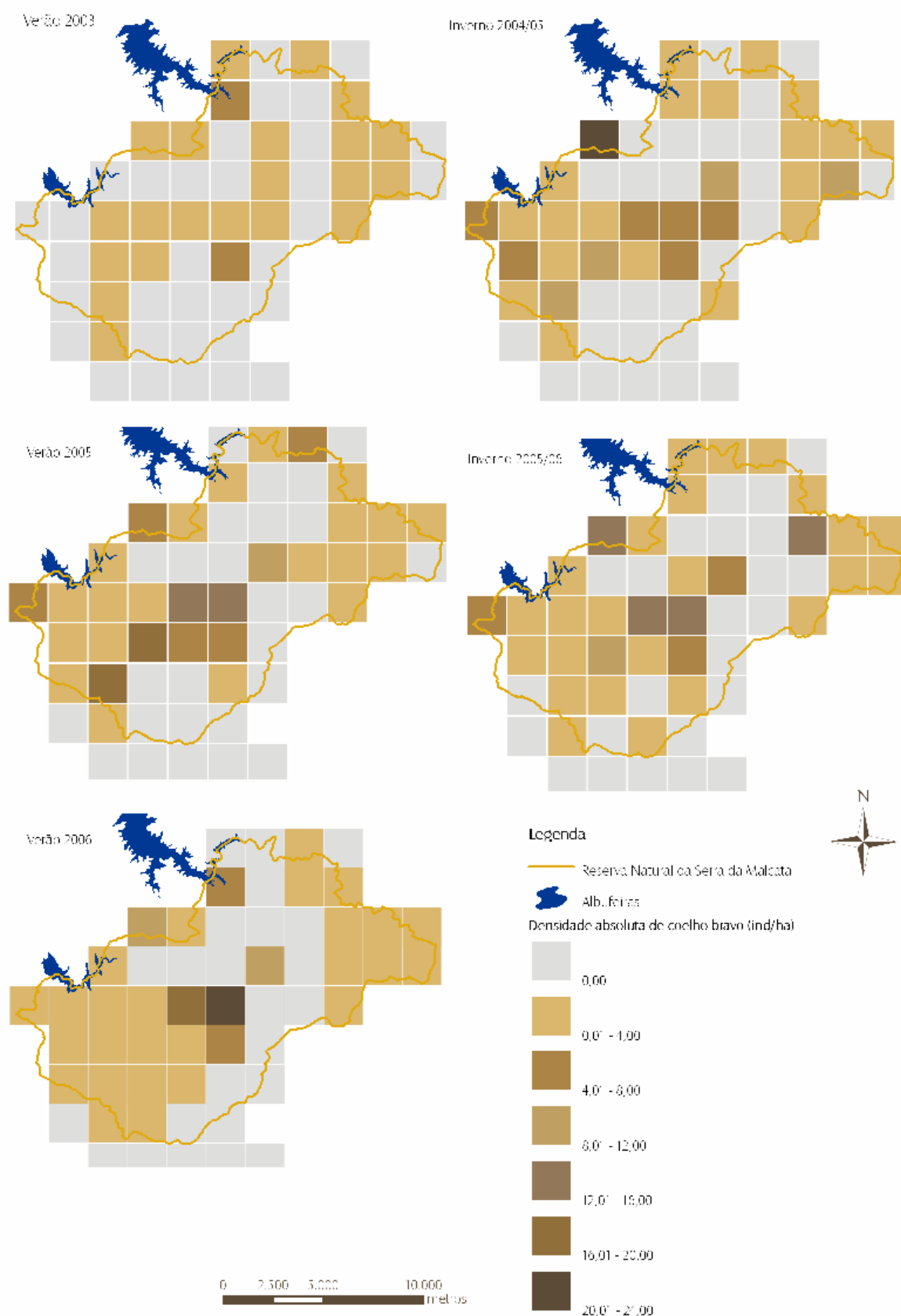


Figura 19 – Densidade absoluta de coelho-bravo na RNSM, em quadrículas UTM 2x2Km, para cada época de amostragem.

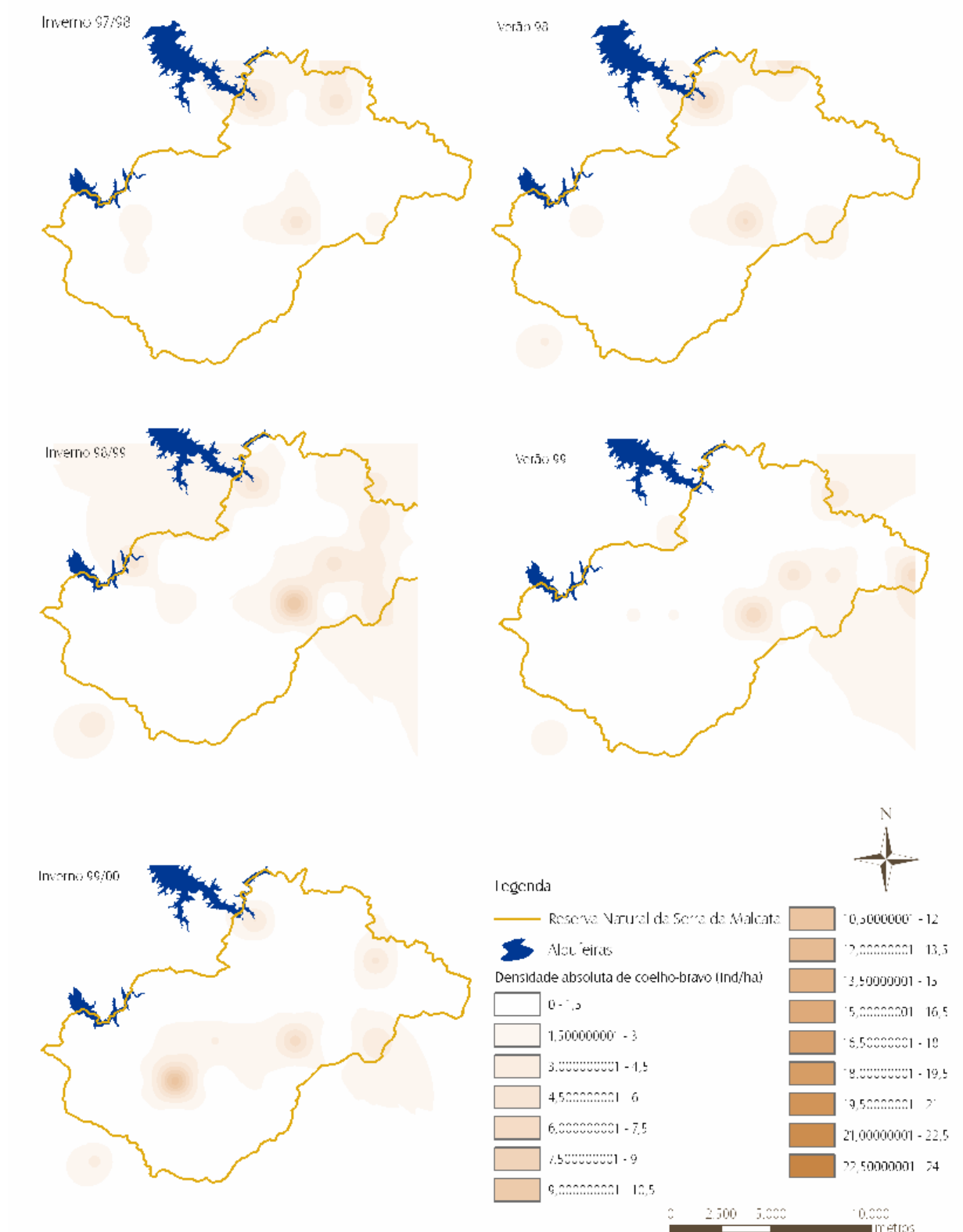


Figura 20 – Variação temporal das densidades absolutas de coelho-bravo em cada época de amostragem, determinada pelo método de IDW.

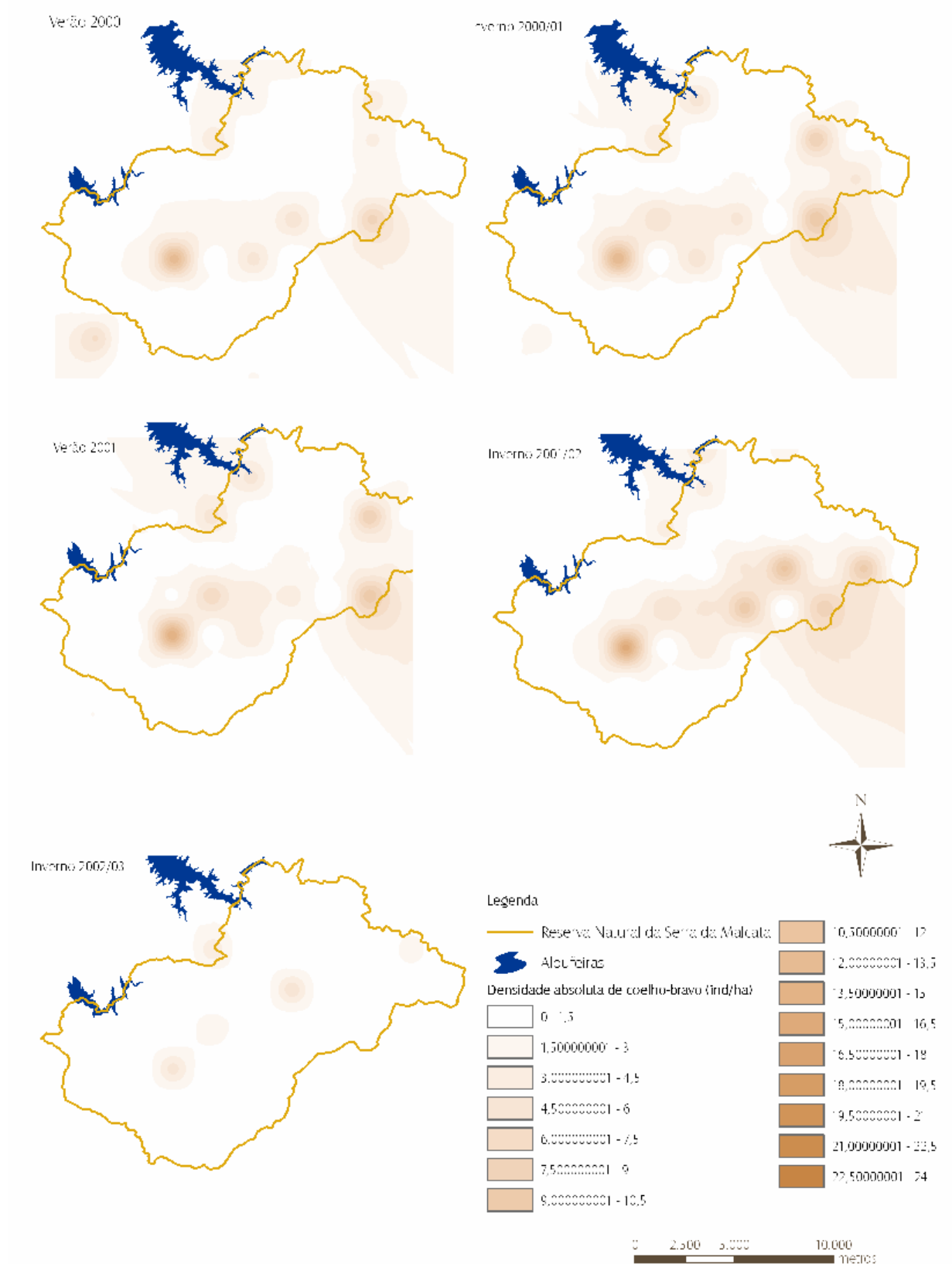


Figura 21 – Variação temporal das densidades absolutas de coelho-bravo em cada época de amostragem, determinada pelo método de IDW.

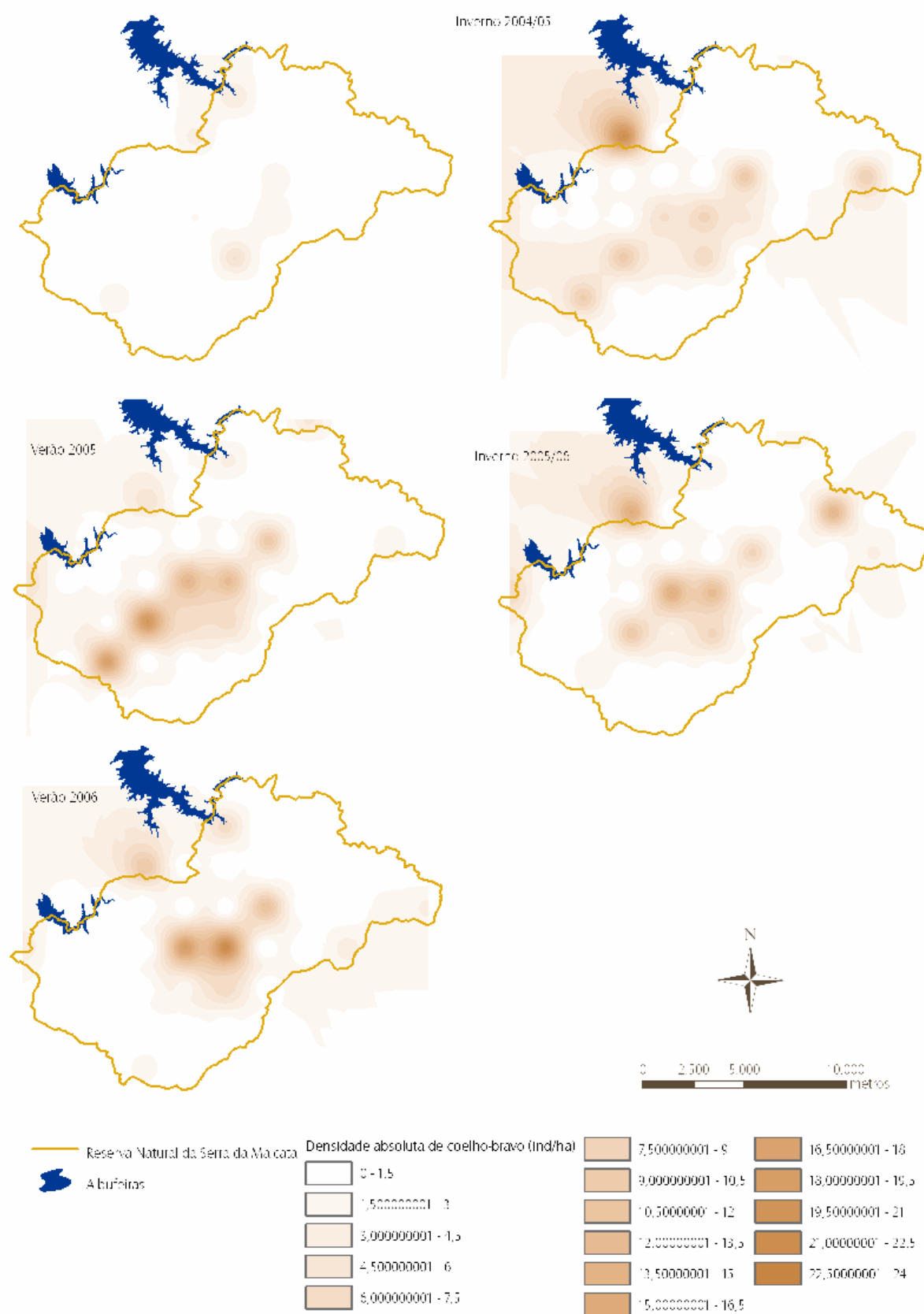


Figura 22 – Variação temporal das densidades absolutas de coelho-bravo em cada época de amostragem, determinada pelo método de IDW.

Avaliação das medidas de gestão

A avaliação da aplicação das medidas de gestão foi feita com base no total de quadrículas em que foram aplicadas medidas de gestão ($n=12$), sendo designadas como “quadrículas sujeitas a gestão” (Figura 23). Estas foram comparadas com um grupo controlo, o qual é constituído por 9 quadrículas, geograficamente próximas, com densidades iniciais semelhantes e o mesmo tipo de coberto vegetal, e nas quais não foram aplicadas quaisquer medidas de gestão.

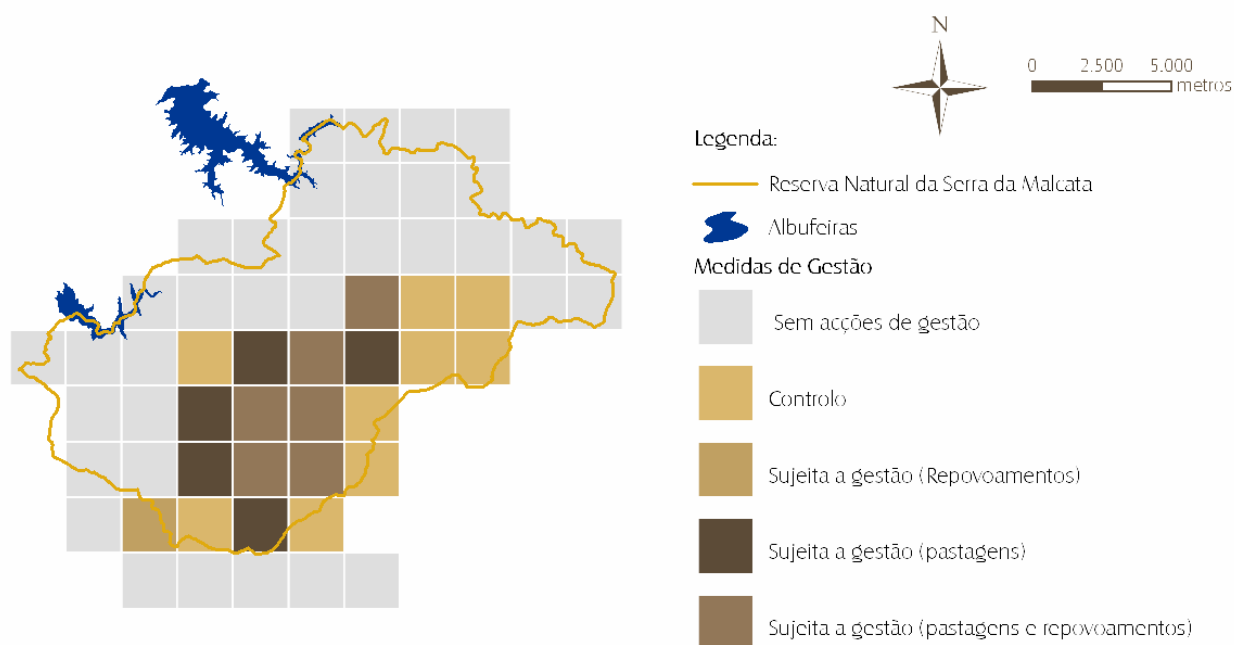


Figura 23 – Identificação das quadrículas (2x2 km) sujeitas a gestão (repovoamentos e/ou pastagens) e as quadrículas controlo.

Utilizou-se um *test-t* emparelhado para verificar se os 2 grupos “com gestão” e “controlo” são ou não estatisticamente diferentes. Os resultados mais importantes deste teste são o valor do P e os intervalos de confiança. O P é obtido através da razão *t* (média das diferenças dividida pelo erro padrão das mesmas) e o número de graus de liberdade (numero de pares comparados – 1). Se o resultado *t* é elevado, o valor de P será pequeno, e as diferenças existentes devem-se ao tratamento experimental aplicado, sendo as médias são estatisticamente diferentes.

Tendo em conta que algumas quadrículas apresentam medidas de gestão de habitat e repovoamentos, agrupou-se o total de quadrículas com pastagens, abrigos artificiais e/ou repovoamentos e designou-se este grupo como “quadrículas com gestão”, o qual foi comparado com o grupo “quadrículas controlo” (Figura 24).

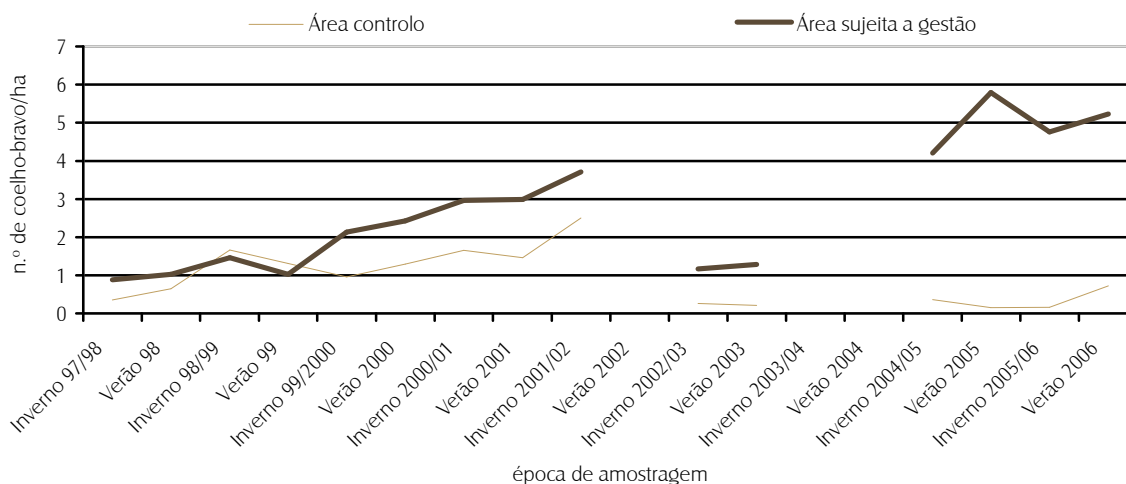


Figura 24 – Evolução temporal da densidade média de coelho-bravo (ind/ha) nas quadrículas sujeitas a gestão e nas de controlo.

Apesar de, a partir do Inverno 1999/2000, as áreas com gestão apresentarem uma média ligeiramente superior, a tendência verificada para ambos os grupos parece ser semelhante. Contudo, após a quebra verificada no Inverno 2002/2003, a média da área controlo atinge valores na ordem de 0,1 coelhos/ha, a qual se mantém nas épocas seguintes. O mesmo não se verifica para a área sujeita a gestão que, a partir de 1 indivíduo/ha no ano de 2003 passa para densidades médias superiores a 4,5 animais por hectare, tendo atingido um máximo de 5,8 no Verão de 2005.

Utilizou-se então um teste *t* para comparar a média de densidade obtida para “áreas sujeitas a gestão” ($n=12$), e o grupo de “área controlo” ($n=9$).

As médias dos dois grupos são estatisticamente diferentes ($P=0,0044$; $t=3,434$; $df=13$), apresentando uma diferença média de 1,6 coelho/ha (I.C. a 95% entre 0,61 e 2,66). Uma vez que o valor do *P* é baixo, podemos concluir que o procedimento aplicado na área com gestão exerceu um efeito positivo no grupo.

A densidade média na RNSM tem vindo a aumentar desde 1997, e apesar da quebra registada nas épocas “Inverno 2002/2003” e “Verão 2003”, esta tendência de recuperação foi retomada nas épocas seguintes, registando-se actualmente valores médios superiores a 2 coelhos/ha. Esta recuperação torna-se ainda mais evidente, se se tiver em conta que a recuperação dos níveis populacionais foi muito mais rápida do que a evolução positiva observada no período 1997-2002 e que se partiu de densidades inferiores à registada para o Inverno de 1997/1998.

Houve também um aumento do número de quadrículas com densidade superior a 4 coelho/ha, enquanto que o número de quadrículas com densidades inferiores a 1,5 coelhos/ha se manteve relativamente estável, mantendo-se também constante o número de presenças/ausências. Deste modo, o factor que mais parece ter contribuído para o aumento da densidade média de coelho na RNSM é o aumento de núcleos com densidades elevadas, pois os restantes parâmetros (ausência de indícios e baixa densidade) têm-se mantido constantes.

Neste contexto, torna-se importante perceber se existem ou não zonas com características populacionais constantes, ou se pelo o contrário existe uma alteração no padrão de distribuição espacial do coelho-bravo na serra.

Para tal, e tendo como referência à época com maior densidade, o Verão 2005, definiram-se, na Figura 30, as quadrículas onde a espécie se tem mantido ausente, as que foram recentemente colonizadas, as quadrículas com aumento considerável na densidade e as principais alterações ocorridas.

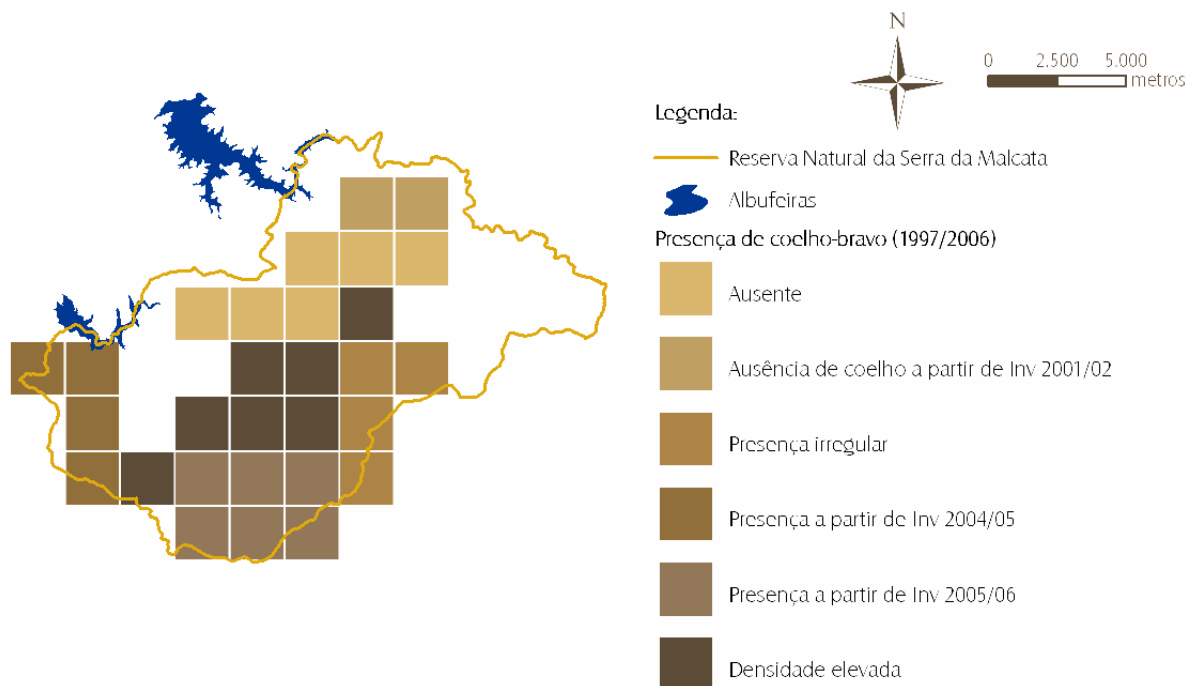


Figura 25 – Evolução da presença de coelho-bravo, no período de 1997/2006.

Há um núcleo de quadrículas em que a espécie nunca foi detectada ou quando presente, a densidade era muito reduzida (inferior a 0,2 coelhos/ha). A vegetação desta área é composta por plantações de *Pinus pinaster*, *Pinus pinaster* e *Pseudotsuga menziesii*. Há quadrículas que só após a aplicação de medidas de gestão (abertura de pastagens, colocação de abrigos artificiais e repovoamentos) na área ou na área circundante é que se detectou a presença deste lagomorfo.

Há locais em que, apesar de se situarem perto de áreas com densidade elevada, a presença de coelho-bravo foi sempre irregular ausente desde o Verão de 2005. As áreas de elevada densidade correspondem às zonas onde foram efectuadas medidas de gestão para a recuperação do coelho-bravo.

Apesar do aumento verificado ao longo do período de estudo, a análise estatística apenas revela diferenças significativas entre o Verão 2005 (densidade máxima), e o de Inverno de 2002/03 e o Verão de 2003 em que houve uma diminuição drástica da densidade. A existência de um elevado número de quadrículas com densidade nula em todas as épocas de amostragem, juntamente com o facto de existirem algumas quadrículas com elevadas densidades implica a existência de grandes desvios padrões. Isto dificulta a comparação entre épocas uma vez que, apesar das diferenças existente na média total calculada, o facto de existir uma gama de possibilidades de valores tão abrangente, dificulta a

percepção de se estas são ou não estatisticamente distintas. Esta evolução torna-se ainda mais difícil de detectar, quando as populações apresentam uma evolução gradual não sofrem alterações bruscas na densidade. Desta forma, compreende-se que apenas tenham sido detectadas diferenças significativas entre as 2 épocas em que houve uma quebra brusca e a época em que se verificou a densidade máxima desde que a espécie é monitorizada na RNSM.

Quando analisamos as densidades médias das quadrículas com gestão estas apresentam valores bastantes superiores à média da RNSM, e apesar de também ter havido uma quebra em 2003, a recuperação nestas quadrículas foi consideravelmente superior.

Após a análise do efeito das medidas ter sido efectuada separadamente, efectuou-se um estudo semelhante para o total de quadrículas que apresentavam algum tipo de gestão, e compararam-se o resultado do mesmo com um conjunto de quadrículas controlo.

Na área com gestão, as densidades médias obtidas no Verão de 2005 são estatisticamente diferentes das obtidas nas primeiras quatro épocas de amostragem e no Inverno de 2002/2003 e Verão de 2003.

Efectivamente é a partir do Verão de 1999, que as medidas de gestão parecem começar a surtir efeito positivo na densidade de coelho, e apesar de apresentarem uma tendência semelhante, as quadrículas com gestão têm densidades superiores às verificadas na área controlo. Quando ocorre a quebra na densidade, o grupo controlo atinge valores próximos de 0 não conseguindo recuperar desde então. É nesta altura que a introdução de animais em áreas com gestão de habitat parece ter contribuído para a recuperação da situação de quase extinção atingindo-se actualmente densidades bastante elevadas na zona com gestão activa.

A comparação das médias dos dois grupos através do *test-t*, confirmou que estes são estatisticamente diferentes, ou seja a aplicação de um procedimento distinto fez com que a área com gestão apresente densidades superiores, com uma diferença média de 1,6 coelho/ha (I.C. a 95% entre 0.61 e 2.66).

A distribuição espacial do coelho-bravo na Malcata e sua flutuação ao longo do tempo segue um padrão muito semelhante ao observado noutras áreas da Península Ibérica (Guzmán *et al.*, 2002). Locais como a Serra Morena de Sevilha, Guadiana-Picón ou o Sistema Central Ibérico também apresentam densidades relativamente baixas, alterações significativas em termos de densidade e de área ocupada e fragmentação dos núcleos populacionais (Guzmán *et al.*, 2002). Este tipo de distribuição contribui fortemente para tornar as populações mais sensíveis a surtos epizooticos ou à predação. Tendo em conta este facto, verifica-se ser necessário, em termos de estratégia de recuperação da espécie, expandir os núcleos remanescentes e tentar criar uma distribuição contínua.

De acordo com Alves & Ferreira (2004), a nível nacional, o coelho-bravo teve uma redução da população que pode ter atingido os 30% nos últimos 10 anos, tendo este facto contribuído para que a espécie esteja classificada com o estatuto de Quase Ameaçado pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2006).

Análise da viabilidade de habitat

Para se estimar a adequabilidade do habitat para o coelho-bravo na área da Reserva Natural, foi utilizado o Modelo de Índice de Adequação de Habitat (*Habitat Suitability Index Models* - HIS) desenvolvido por Carvalho & Gomes (2003). Este método baseia-se no pressuposto de que a qualidade e quantidade de habitat podem ser numericamente descritos através de um índice que é obtido entre as condições de habitat da área de estudo e as condições óptimas. O índice varia entre 0 (habitat inadequado) e 1 (habitat óptimo).

De acordo com o descrito por vários autores (Moreno & Villafuerte, 1995; Carvalho & Gomes, 2003), o habitat óptimo para o coelho-bravo é constituído por um mosaico de zonas de abrigo intercaladas com zonas de alimentação. Assim, considerou-se que as variáveis que poderão ter maior influência sobre a distribuição espacial e abundância do coelho-bravo são: **1)** disponibilidade alimentar; **2)** abrigo; **3)** interspersão entre as variáveis anteriores.

O potencial reprodutivo do coelho-bravo está intimamente relacionado com a **disponibilidade alimentar**, particularmente com a percentagem de proteína na dieta (Alves, 1994). Na Serra da Malcata, o espectro alimentar deste lagomorfo consiste, essencialmente, em gramíneas e esclerófitas jovens. Assim e considerando o modelo referenciado acima, definiu-se a variável alimento como a percentagem de cobertura herbácea do solo. A determinação desta variável na área de estudo foi baseada em estudos prévios sobre a vegetação da Serra da Malcata, tendo sido a mesma georreferenciada de forma a ser convertida em dados contínuos para toda a área de estudo através do método de interpolação espacial *kriging*. Na determinação do valor de adequação para esta variável considerou-se que as condições alimentares óptimas para o coelho-bravo corresponderiam a 35% de cobertura herbácea (Blanco & Villafuerte, 1993).

O sucesso demográfico das populações de coelho-bravo está dependente das condições de **abrigo** do meio, dado que a forte pressão de predação a que a espécie está sujeita faz com que este factor seja determinante para a recuperação das populações (Moreno & Villafuerte, 1995).

Considerou-se que o coelho-bravo pode potencialmente utilizar as unidades paisagísticas: matos altos e meios florestais (carvalhal, carvalhal em regeneração e pinhal) como locais de abrigo, tendo-se assumido que a variável seria resultante da combinação de 2 variáveis de nível inferior sujeitas a ponderação obtida através da expressão:

$$V_{abrigo} = V_{matos\ altos} + 0,25V_{meio\ florestal} \text{ (modificado de Carvalho \& Gomes, 2003)}$$

V_{matos altos} - Percentagem de cobertura de solo por matos altos. Considerou-se que esta unidade paisagística fornece as condições ideais de abrigo. Desta forma foi-lhe atribuído um factor de ponderação igual a 1.

Vmeio florestal – Pese embora o facto do coelho-bravo não ser de modo algum um animal florestal, considerou-se que a bordadura das unidades paisagísticas carvalhal e pinhal seriam potencialmente utilizáveis pela espécie como locais de refúgio. Definiu-se como bordadura uma faixa de 10m para o exterior e interior das manchas florestadas. Foi atribuído um factor de ponderação de 0,25 a esta variável assumindo-se que por comparação com a variável Vmatos altos não fornece as condições de abrigo ideais.

Na determinação do valor de HSI considerou-se que 40% de abrigo seria o valor óptimo com base no trabalho de Blanco & Villafuerte (1993).

A diversidade do habitat e a **interspersão** (definida como o nível de interpenetração entre as unidades paisagísticas) são elementos chave que influenciam a distribuição e abundância de coelho-bravo e como tal são factores essenciais a ter em linha de conta para uma gestão adequada da espécie. A interspersão de manchas com alimento (essencialmente pastagens) com manchas de abrigo constitui um requisito fundamental para o coelho-bravo ocupar uma área. Deste modo, a criação de bordadura por rompimento de manchas vegetais contínuas e homogêneas tem sido uma medida de gestão prioritária na RNSM, conforme descrito no capítulo anterior. Para quantificar esta variável foi utilizado o índice desenvolvido por Patton (1974 *in* Bookhout, 1996) o qual mede a quantidade de bordadura das manchas de abrigo na área estudada. A quantidade de bordadura numa área é comparada com o perímetro de um círculo com a mesma área através da equação:

$$I = P/2\sqrt{pA}$$

em que **P** é o perímetro das manchas fornecedoras de abrigo e **A** é a área em questão para a qual se determina o valor do índice de adequação.

De acordo com Carvalho & Gomes (2003) considerou-se um índice igual a 1,5 como valor óptimo, à semelhança do valor utilizado para o coelho-americano (*Sylvilagus floridanus*), cuja estratégia de vida é bastante semelhante à do coelho-bravo (Allen, 1984).

A determinação do HSI global fez-se por combinação das três variáveis anteriores através da média geométrica traduzida na expressão:

$$HSI = (Valimento \times Vabrigo \times Vinterspersão)^{1/3}$$

(Carvalho & Gomes, 2003)

tendo-se assumido como pressupostos que:

- As três variáveis têm importância semelhante para o coelho-bravo;
- a ausência de qualquer um dos requisitos tornaria um dado local completamente inadequado.

O valor de HSI foi calculado para cada célula da área de estudo (tamanho do pixel igual a 16m²) considerando-se uma área com um raio de 100 m à sua volta (aproximadamente o domínio vital de um coelho, segundo Villafuerte (1994). Para estudar a evolução da adequabilidade do habitat para o coelho-bravo na Serra da Malcata, aplicou-se o modelo aos dados de vegetação dos seguintes anos:

- 1997 – Pré projecto LIFE "Recuperação do habitat e presas do lince-ibérico na Serra da Malcata";
- 2000 – Corresponde ao período temporal médio do projecto referido anteriormente;
- 2003 – Corresponde ao término do projecto LIFE;
- 2006 – Corresponde ao término do Projecto POA "Gestão de espécies e habitats da RNSM".

A evolução do modelo de HSI permitiu avaliar uma evolução favorável da adequabilidade do habitat para o coelho-bravo, fundamentalmente nas áreas submetidas a intervenção (Figura 26). Nestes locais, com uma área total de 2 300 hectares, em 1997, obteve-se um HSI situado na classe mais baixa (HSI 0-0,24) e em 2006, atingiu-se a classe mais alta (HSI 0,75-1), tendo sido fundamental para esta evolução as medidas de gestão aplicadas desde 1998. Verifica-se que em 1997 havia um HSI global bastante baixo (0,17), e em 2006 este valor aumentou para 0,46 (Tabela 6 e Figura 26).

O incremento da quantidade de alimento disponível foi o principal factor que influenciou o aumento da adequabilidade do habitat. Em termos gerais foi este factor que teve uma evolução mais favorável desde 1997 e terá sido esta evolução que mais contribui para o sucesso das acções de recuperação de habitat em termos de efeito na densidade de coelho-bravo.

A disponibilidade de abrigo também constitui um factor essencial para a sobrevivência do coelho-bravo (Moreno & Villafuerte, 1995). Na Serra da Malcata, não parece ser um factor limitante, dado que a densidade de matos densos é relativamente elevada, pelo que em cerca de 60% da área foi obtida a classe de HSI mais elevada para esta variável (0,75 a 1 valores de HSI) em 2006.

Tabela 6 – Evolução do Índice de Adequabilidade de Habitat (HSI) para o coelho-bravo na Serra da Malcata.

	1997		2000		2003		2006	
HSI	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
0 – 0,24	13351	82	10739	66	10372	64	8765	55
0,25- 0,49	456	3	678	4	732	4	879	5
0,50 – 0,74	378	2	1156	7	1242	8	1701	10
0,75 – 1	2115	13	3730	23	3954	24	4956	30
HSI total	0,17		0,33		0,35		0,46	

A interspersão entre as manchas de abrigo e alimento é uma condição favorável à presença de coelho-bravo, pois permite procurar o alimento de maior qualidade nas áreas abertas e simultaneamente refugiar-se dos predadores nas manchas de abrigo mais fechadas (Moreno & Villafuerte, 1995). Para a RNSM foi possível observar uma evolução favorável desta variável desde as primeiras acções de gestão de habitat em 1997, como resultado da abertura de

pastagens. Actualmente, cerca de 30% da Serra da Malcata apresenta a adequação mais elevada para esta componente. (0,75 a 1 valores de HSI).

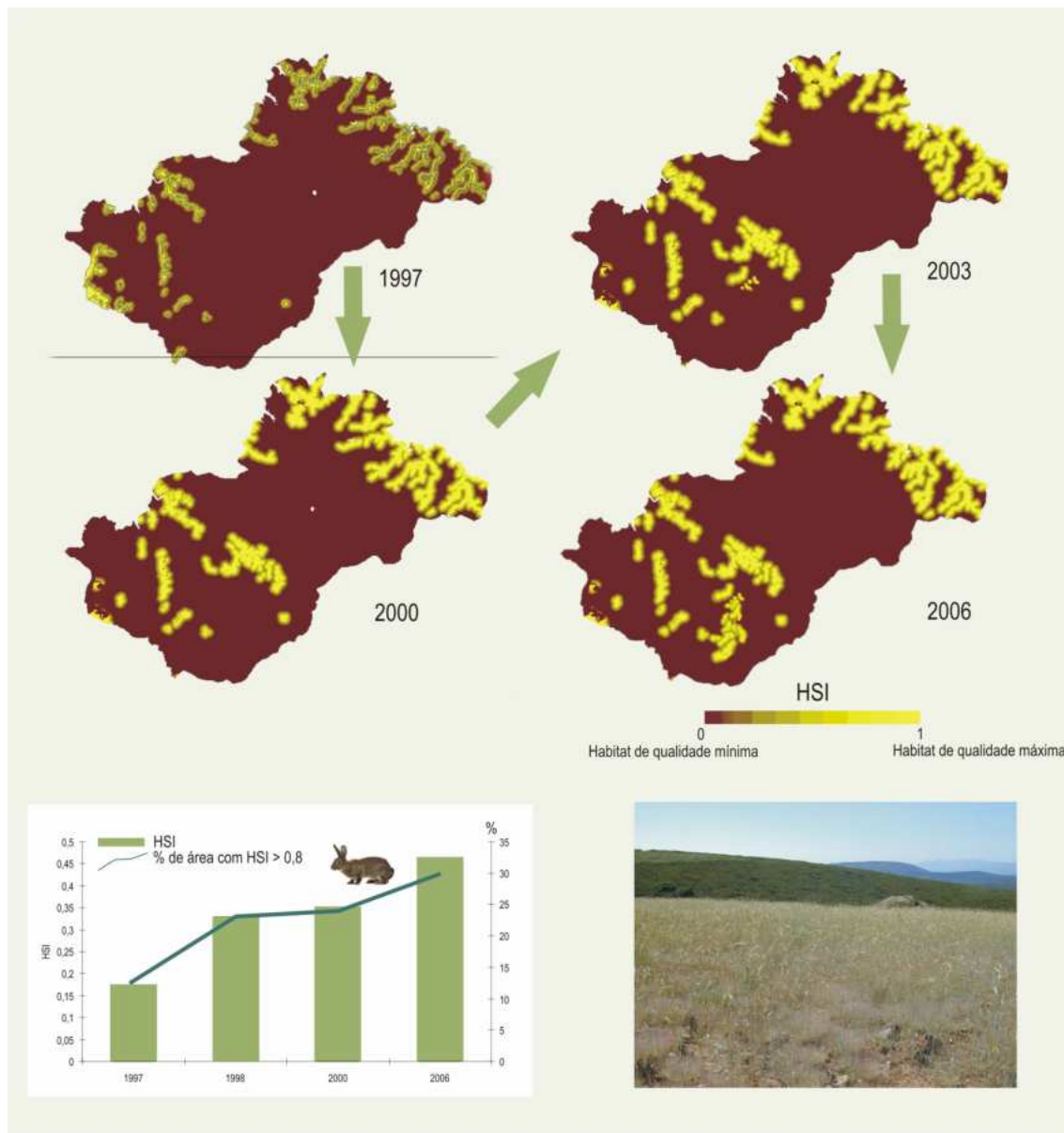


Figura 26 - Evolução do HSI para o coelho-bravo na Serra da Malcata (1997-2006).

Em termos globais, verifica-se que os factores que necessitam de um nível mais intenso de correcção são a intersecção e a disponibilidade de alimento, dado que os matos extensos ainda ocupam áreas muito significativas da Serra, o que se traduz numa qualidade reduzida do habitat. Deste modo, a continuidade das medidas de gestão para coelho-bravo deverá conduzir a um aumento da área de pastagem, de forma a possibilitar à espécie uma colonização de áreas que actualmente não fornecem os requisitos ecológicos necessários para a espécie.

Considerações finais sobre as acções de fomento de presas

Da análise global deste estudo, que abrangeu um período temporal relativamente vasto, verifica-se que a estratégia de gestão aplicada às populações de coelho-bravo teve efeitos francamente positivos nos níveis populacionais, permitindo, ao mesmo tempo, incrementar a qualidade do habitat para espécie. Parece evidente que a reconstrução de um tipo de habitat que outrora já dominou a paisagem da Serra é fundamental para aumentar a densidade dos núcleos existentes para valores compatíveis com a presença e reprodução de lince-ibérico, objectivo último das fases preparatórias de reintrodução.

Ao mesmo tempo, verifica-se também ser necessário a continuidade das acções de repovoamento, utilizando para isso uma rede de cercados de reintrodução bastante mais ampla que possa cobrir todas as áreas da Serra potencialmente colonizáveis pela espécie e cuja densidade actual é muito reduzida ou mesmo nula (p.e Barroso, Barroca do Pedro Lopes, Revoltas). Para a concretização deste objectivo é fundamental a conclusão integral do projecto POA “Gestão de espécies e habitats da RNSM” que prevê, para além da aquisição de terrenos, o alargamento das medidas de gestão a todas as áreas prioritárias. De futuro, os repovoamentos deverão continuar a serem realizados a uma escala alargada, não só do ponto de vista espacial, mas também do ponto de vista do número de indivíduos e da área ocupada pelos cercados de reintrodução. Recomenda-se uma distribuição espacial dos cercados em moldes idênticos aos actuais (dispersos numa grelha de 500 m), mas cobrindo uma área superior (mínimo de 3 hectares) onde deverão ser introduzidos pelo menos 100 animais. O interior do cercado deverá ser adequado aos coelhos permitindo abrigo e reprodução e dever-se-á evitar ao máximo efeitos alargados de predação durante as primeiras semanas. Isto poderá ser conseguido através de protecção activa (p.e. colocação de armadilhas) ou através de mecanismos defensivos no cercado que impeçam a entrada de predadores. Relativamente aos repovoamentos é necessário, de futuro, uma compreensão mais alargada de alguns factores que poderão ser determinantes para o sucesso, nomeadamente:

- Comportamento, estrutura social e competição intra-específica da população introduzida;
- Influência das características do local de largada na sobrevivência da população introduzida, nomeadamente, presença de árvores, altura e percentagem de mato, composição florística, etc.;
- Composição da comunidade de predadores e impacto da predação;
- Influência da condição física e sanitária na sobrevivência;
- Aumento dos níveis de conhecimento epidemiológico da DHV e da mixomatose.

O seguimento continuado das flutuações anuais e oscilações sazonais das populações de coelho-bravo também é fundamental que continue a ser realizado, de forma a compreender melhor a dinâmica populacional, os factores de ameaça e a projectar adequadamente as medidas de gestão.

Parece evidente que a continuidade do modelo aplicado poderá constituir a solução para recuperar o coelho-bravo, espécie-presa fundamental no ecossistema da Serra da Malcata.

Reintrodução do lince-ibérico na Serra da Malcata



Plano de Acção para a Conservação do lince-ibérico

Tendo como base os resultados obtidos com os trabalhos do censo diagnóstico das populações de lince-ibérico (Guzman *et al.*, 2002; Sarmiento *et al.*, 2004) foi desenvolvida uma Proposta de Plano de Acção para a Conservação do Lince. Esta proposta fornece políticas de actuação e estratégias de acção tendo como objectivo final recuperar os núcleos históricos da espécie, sendo o modelo estratégico de actuação baseado num programa de reprodução em cativeiro e reintrodução.

As acções de conservação propostas destinam-se à viabilização das populações de lince-ibérico em Portugal e à redução ou eliminação de factores de adversidade. As medidas preconizadas têm o objectivo de fornecer indicações para os agentes de conservação que possam conduzir acções que beneficiem o lince ou ajudem a evitar impactes sobre esta espécie. Espera-se que planos que incorporem estas directrizes e projectos que as implementem, não conduzam a efeitos negativos sobre o lince e contribuam para a conservação da espécie, possibilitando, a longo-prazo, o seu reforço populacional/ reintrodução.

Meta

A meta deste plano, para o qual se atribui um período de vigência de 5 anos, é “**concretizar acções preparatórias de reforço populacional/reintrodução de forma a contribuir, a longo-prazo, para a restauração das populações portuguesas de lince-ibérico, assegurando a viabilidade da espécie, enquanto elemento fundamental dos ecossistemas mediterrânicos**”.

Objectivo estratégico

Contribuir para a recuperação das populações de lince em Portugal, criando condições naturais que viabilizem um programa alargado de reforço populacional/reintrodução, de forma a serem restabelecidas populações na sua área histórica de distribuição.

A Proposta de Plano de Acção aplica-se, prioritariamente, a todas as áreas da distribuição histórica de lince¹, que apresentem características adequadas para a presença da espécie ou que apresentem características que possibilitem a sua recuperação e que possam ser relevantes para o seu ciclo de vida, dando-se prioridade às incluídas em zonas de protecção (Figura 27).

¹ Inclui as populações históricas de Malcata, S. Mamede, Vale do Guadiana, Sado e Algarve-Odemira (Delibes *et al.*, 2000)

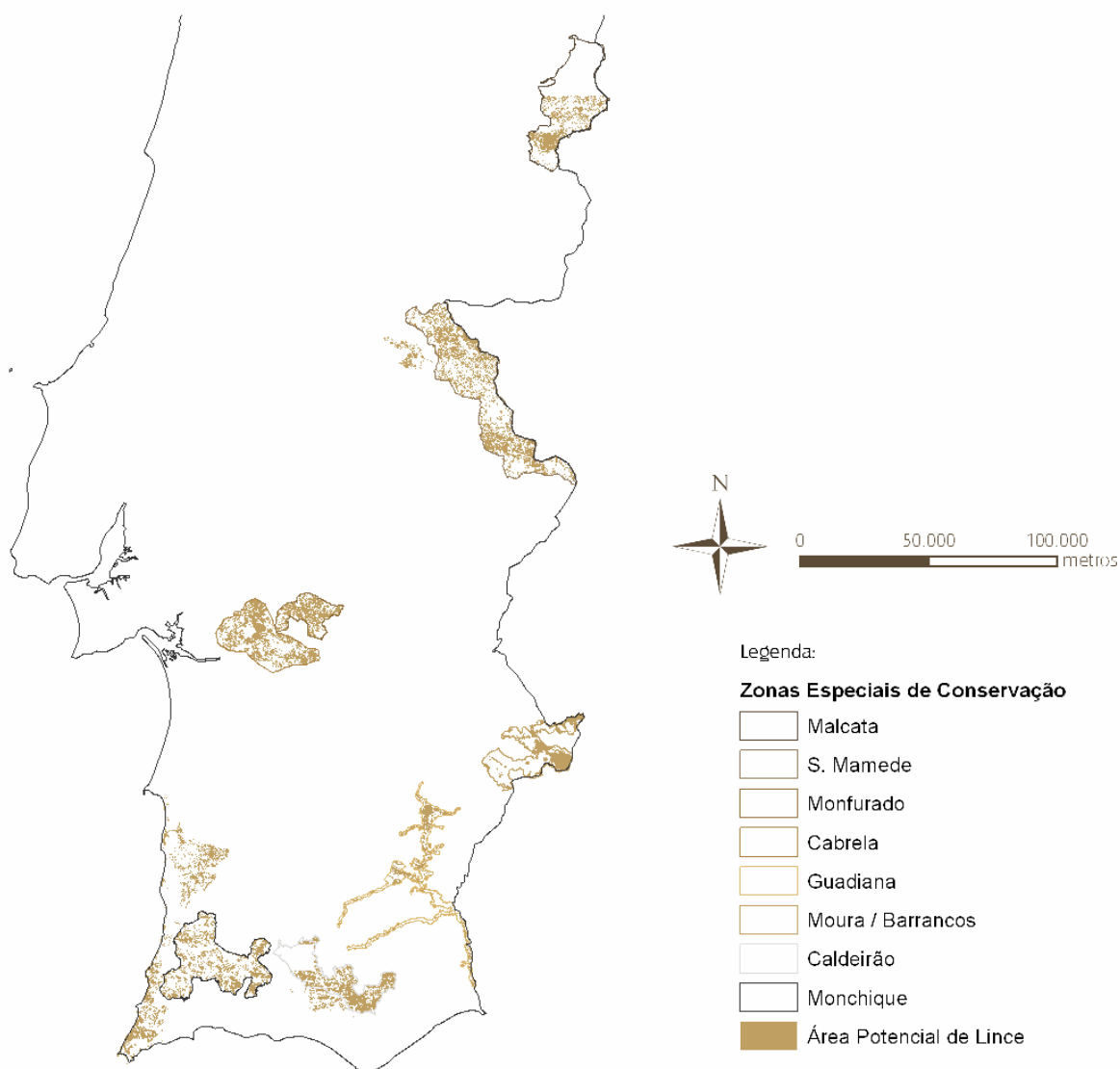


Figura 27 - Âmbito geográfico de actuação da Proposta de Plano de Acção para o lince-ibérico em Portugal.

As medidas de conservação serão implementadas em duas escalas de actuação: ao nível do domínio vital (micro-escala) e ao nível populacional (macro-escala), fornecendo linhas orientadoras para as medidas de gestão pelo estabelecimento de metas, objectivos e locais de intervenção. O direccionamento das medidas pode ser substantivo (p.e. necessidade de conservar áreas significativas de *habitat*) ou de procedimento (p.e. necessidade de efectuar determinadas acções ao nível da recuperação da paisagem). As unidades adiante descritas foram baseadas no descrito por Stinson (2001), para o Plano de Recuperação do Lince-do-Canadá no Estado de Washington (EUA).

As **micro-unidades de gestão para o lince** (MGLs) têm o objectivo de fornecer a escala mais pequena sobre a qual se actuará ao nível de gestão de *habitat*.

As MGLs deverão ser usadas como áreas equivalentes ou aproximadas ao domínio vital médio de um lince-ibérico e deverão ser interpretadas como unidades de análise de parâmetros específicos de ameaça e conservação (p.e. densidade de coelho-bravo, pressão humana, etc.). Este conceito deverá funcionar como um território teórico que será gerido como se detivesse lincos residentes. Deste modo, caso se opte futuramente por uma acção de reintrodução, as características de adequabilidade paisagística deverão ser mantidas e/ou fomentadas.

Estas unidades podem não fornecer uma área de análise suficientemente significativa para que os efeitos directos e indirectos de determinadas acções possam ser analisados. Em alguns casos, os impactes das acções projectadas poderão ter que ser observados no contexto de duas ou mais MGLs (p.e. abertura de novas vias de comunicação, efeitos de fogos florestais, etc.).

A planificação de programas e acções não deverá ser unicamente focalizada na escala individual das MGLs, devendo-se ter em atenção os padrões paisagísticos de áreas significativas, correspondentes a potenciais populações. Deste modo, serão tidos em linha de conta conjuntos de MGLs, pertencentes à mesma área geográfica de forma a serem constituídas populações teóricas, que formarão as **macro-unidades de gestão de lince-ibérico** (MALs).

No caso do lince-ibérico, o programa de conservação *ex situ* apresenta-se como uma ferramenta de apoio ao programa de recuperação global para a espécie, e os seus objectivos primordiais incluem a conservação do máximo de variabilidade genética existente actualmente na natureza e a produção de um número suficiente de exemplares para futuras acções de reintrodução em áreas de distribuição histórica da espécie.

Assim, as duas metas principais do programa de reprodução em cativeiro são:

- Estabelecer uma população em cativeiro de lince-ibérico, viável do ponto de vista sanitário, genético e demográfico que permita o desenvolvimento de técnicas de reprodução natural e assistida;
- Preparar exemplares de lince-ibérico, adequados do ponto de vista etológico, sanitário e genético para acções de reintrodução em áreas de distribuição histórica da espécie.

Para alcançar estas metas estão previstos no programa determinados objectivos gerais de onde se derivam uma série de acções específicas. Estão também previstos objectivos específicos associados às disciplinas de manejo, genética e demografia, reprodução, aspectos sanitários, reintrodução e educação ambiental e sensibilização.

Distribuição do lince-ibérico na Serra da Malcata

Situação passada (1900-1970s)

A Serra da Malcata é referida como área tradicional de ocorrência de lince desde os meados do séc. XIX (Lopes, 1899). Durante as primeiras décadas do séc. XX, esta zona é referida em relatos de caçadas como particularmente adequada para a caça ao lince, havendo vários relatos, bastante precisos, de abates de exemplares (Framar, sem data). Quando se analisa a presença de lince, em meados do séc. XX e tendo como base quer relatos de caçadas, quer peles ou animais naturalizados, é possível concluir que esta área montanhosa continha parte de um dos núcleos populacionais bastante importantes que se distribuía, desde o norte, pela Serra da Malcata, Gata e Granadilla (Espanha), até à zona de Idanha, a sul.

O livro de Framar descreve em detalhe jornadas de caça ou lobo e ao javali, levadas a cabo durante as décadas de 1920 e 1930, na Beira Interior sul. Durante estas jornadas vários lincos foram observados e dois deles abatidos. Nessa altura a Serra da Malcata era ocupada por agricultores e apicultores que mantinham um habitat em mosaico extremamente favorável aos coelhos que atingiam, provavelmente, grandes densidades, o que permitia a existência de uma população estável de lince.

No final da década de 50, Roque de Pinho (1959) afirma que o lince se encontra fortemente ameaçado na Serra da Malcata devido a perseguição humana. Por essa altura a espécie estava classificada como prejudicial à agricultura e à caça e o seu abate era recompensado como contribuição para uma campanha nacional de extermínio de predadores. No final da década de 50 deu-se a dispersão da mixomatose na Europa, o que, de acordo com a literatura, causou uma elevadíssima taxa de mortalidade nas populações daquele lagomorfo, que em alguns casos atingiram cerca de 90% da população (Delibes *et al*, 2000). Foi também por essa altura que se começou a dar, de forma mais significativa, o êxodo rural e as áreas anteriormente agricultadas foram invadidas por formações arbustivas que reduziram em muito a qualidade do habitat para o coelho-bravo e o lince. Nessa altura sobre a espécie já exerciam pressão negativa a regressão do coelho-bravo, a destruição do habitat e a perseguição humana

Situação passada (1970-1990s)

Em meados da década de 70, Palma (1977) levou a cabo a primeira avaliação científica da presença de lince-ibérico na Serra da Malcata. Para esse período foi estimada uma população de cerca de 30 animais, distribuídos por cerca de 180 km² (assumindo uma densidade média de 1,6 animais por 10 km²).

Durante a realização deste estudo verificou-se uma situação extremamente negativa para o lince que punha em perigo a sua população. A companhia de celulose Portucel, adquiriu uma significativa parte da Serra, tendo iniciado um processo de destruição da mata mediterrânica e sua substituição por monoculturas intensivas de resinosas e

eucaliptos. Este facto levou a que a Liga Portuguesa para a Protecção da Natureza (LPN) iniciasse a campanha “Salvemos o lince e a Serra da Malcata” que culminou na criação da Reserva Natural da Serra da Malcata em 1981.

Somente no início da década de 90 se iniciou um novo estudo relativo à distribuição espacial e abundância do lince (Castro, 1992). De acordo com o novo censo a espécie tinha sofrido uma regressão muito acentuada, tendo-se estimado a sub-população portuguesa entre 5-8 animais adultos que sobreviviam numa área de cerca de 125 km², correspondendo a 5.2 lincos por 100 km². Desde o estudo realizado por Palma (1977) tinha-se verificado uma regressão de 80% dos efectivos populacionais estimados. De acordo com Castro (1992) esta regressão deveu-se fundamentalmente à introdução da doença hemorrágica viral (DHV) na Malcata no início dos anos 1990.

Posteriormente, em 1998, Ceia *et al.* (1998) aquando do projecto LIFE “Conservação do lince-ibérico em Portugal” efectuaram, a nível nacional, uma actualização da distribuição da espécie, utilizando-se a metodologia de inquéritos de Rodríguez & Delibes (1990). Para a Serra da Malcata foi atribuída uma elevada importância, estimando uma sub-população portuguesa composta por 7-9 indivíduos, os quais ocupariam uma área total de 450 km². De acordo com Delibes *et al.* (2000) esta sub-população integraria a meta-população Gata-Malcata-San Pedro-S. Mamede, onde 75 a 95 indivíduos adultos se distribuiriam por 2050 km². O estudo relativo à análise de viabilidade das populações portuguesas de lince-ibérico (Bessa-Gomes, 2000), descreve que, apesar desta população ser de reduzida dimensão, poderá subsistir como “população-sumidouro” das populações espanholas adjacentes, mesmo considerando os cenários mais pessimistas.

Situação actual

Apesar da perspectiva acima apresentada, vários estudos, realizados na mesma altura, revelaram um estatuto muito preocupante (Sarmiento & Cruz, 1998; Eira, 1999; Pires & Fernandes, 2001; Sarmiento *et al.*, 2001), verificando-se uma situação crítica de pré-extinção, a qual ocorre também nos núcleos espanhóis adjacentes (Guzmán *et al.*, 2002; Rodríguez & Delibes, 2002; Rodríguez & Delibes, 2003).

O cenário descrito é reforçado, não só pela ausência, verificada, durante o censo nacional de 2002/2003 (Sarmiento *et al.*, 2004.), de vestígios credíveis da presença de lince, mas também devido à incapacidade de detecção directa e indirecta da espécie ao longo dos últimos anos (Sarmiento & Cruz, 1998; Eira, 1999; Sarmiento *et al.*, 2001; Sarmiento *et al.*, 2004). Os últimos excrementos confirmados por análise de X reportam-se a 1997 (Pires & Fernandes, 2001). Presentemente, existe uma reduzida possibilidade da presença de lince no território da Serra da Malcata, facto esse que é reforçado pela actual distribuição geográfica da espécie, dado que os dois núcleos populacionais distam, da Serra da Malcata, em cerca de 500 km.

Plano de recuperação da população de lince-ibérico na Serra da Malcata

A meta deste projecto é contribuir para o restabelecimento do núcleo populacional histórico de lince-ibérico das Serras de Gata-Malcata através de um processo de reintrodução. Considerando que a RNSM tem uma área total de 168 km² será mais adequado pensar neste espaço como parte integrante de uma área mais vasta que, ao incluir também a Serra da Gata, terá uma possibilidade superior de vir a albergar, com sucesso, uma população viável de lince.

Os objectivos a curto-prazo do projecto são:

- Estabelecer uma equipa profissional multidisciplinar para preparar o processo de reintrodução;
- Recuperar, de forma significativa, habitat de residência, reprodução e dispersão no interior da Reserva Natural;
- Implementar estruturas adequadas para um programa de reintrodução baseado em técnicas de *soft-release*;
- Avaliar potenciais riscos sanitários associados ao processo de reintrodução;
- Aumentar a consciência pública relativamente à problemática de conservação do lince.

Os objectivos a longo-prazo do projecto são:

- Determinar a possibilidade de utilização de animais nascidos em cativeiro para restabelecer ou reforçar populações de lince, particularmente no sistema central Ibérico;
- Avaliar a dispersão e adaptação de lince ao estado selvagem;
- Determinar se animais nascidos em cativeiro podem sobreviver e reproduzir-se nos locais de reintrodução;
- Eliminar ou minimizar os factores de ameaças.

Implementação de uma equipa multidisciplinar

Uma reintrodução requer uma gestão multidisciplinar, envolvendo uma equipa de pessoas oriundas de uma variedade de percursos profissionais. Além de pessoal afecto ao ICN, esta pode e deve incluir pessoas de agências governamentais de gestão de recursos naturais; organizações não governamentais, financiadores, universidades; instituições veterinárias; parques zoológicos, outras colecções de animais e/ou jardins botânicos, com conhecimentos úteis em áreas diversas. Os líderes da equipa devem ser responsáveis pela coordenação entre as variadas organizações, e devem ser feitas provisões para publicidade e educação pública sobre o projecto.

A concretização das fases preparatórias para a reintrodução de lince na Serra da Malcata será efectuada tendo como base o trabalho desenvolvido pelo GTL, ECCLI e UICN, contando-se, deste modo, com o apoio destas entidades. Para a Serra da Malcata será criada uma equipa específica para esta fase que, ao trabalhar coordenadamente com as entidades referidas, implementará as várias fases do projecto. Esta equipa contará com uma coordenação, que servirá de ligação com as equipas externas e será composta por especialistas em várias temáticas, vigilantes e assistentes de campo.

Recuperação de habitats e presas

Para que uma área seja potencialmente elegível para reintrodução deverá ter características paisagísticas adequadas para a espécie ou potencialmente optimizáveis, nomeadamente:

- Pelo menos 10 000 hectares de habitat adequado contínuo ou com um tamanho superior no caso do habitat ser fragmentado;
- Uma densidade de coelho-bravo que deverá variar entre 1 indivíduo/hectare durante a época de menor densidade e 4,6 indivíduos/hectare, durante a época de densidade mais elevada;
- Uma estrutura de vegetação que deverá incluir árvores isoladas, cerca de 40% de vegetação arbustiva e áreas com pastagem;
- A presença de uma continuidade ambiental, tais como elementos lineares, que favoreçam a sobrevivência e os movimentos de dispersantes é um factor crítico para a conservação do lince, assumindo uma importância bastante mais relevante em situações de planificação de reintrodução

Seguindo os critérios estabelecidos pela UICN e considerando que nas áreas de reintrodução os factores que levaram ao desaparecimento da espécie deverão estar eliminados ou fortemente minimizados, só é possível considerar esta área geográfica como futuro local de reintrodução se o seu estado de conservação for optimizado. As acções a desenvolver são as descritas no capítulo “Gestão das Acções de Fomento de Presas”.

Reintrodução experimental

Um programa de *soft release* implica um acompanhamento intenso dos animais na área de solta, particularmente através de alimentação suplementar. É um procedimento particularmente importante em animais criados em cativeiro, os quais necessitam de se adaptarem ao novo ambiente e aprenderem técnicas de sobrevivência tais como capacidade de capturar as presas. Um programa deste tipo pode compensar as dificuldades de animais recentemente largados e ensinar técnicas de reintrodução à equipa responsável pelo projecto.

Para incrementar a probabilidade de sobrevivência é crucial testar o efeito do ambiente de cativeiro sobre o comportamento e taxa de sobrevivência dos animais a introduzir. Um considerável número de factores pode influenciar a sobrevivência pós-largada devendo-se fornecer possibilidades de aprendizagem, particularmente em períodos críticos de desenvolvimento. O ambiente de cativeiro pode causar um efeito profundo nos padrões comportamentais, sendo fundamental desenvolver estruturas adequadas e enriquecidas como ambiente de pré-reintrodução.

Para fazer a ponte entre a conservação *in situ* e a conservação *ex situ* para futuras acções de reintrodução é necessário, entre outras acções, definir o perfil das estruturas e organigramas para futuros centros de reintrodução

experimental. Este terá como função principal lançar os projectos de reintrodução de lince-ibérico na Reserva Natural da Serra da Malcata, preparando o terreno de uma forma segura para a recuperação nacional da espécie. O seu objectivo é testar e desenvolver técnicas e protocolos adequados para a solta de animais a reintroduzir, assim como avaliar as técnicas desenvolvidas para preparar lince nascidos em cativeiro para futuras reintroduções, contribuindo para os esforços de conservação para a espécie e apoiando a análise de viabilidade para reintroduções nas áreas da sua distribuição histórica.

As infra-estruturas para o centro de reintrodução experimental foram planeadas para que os animais a receber sejam progressivamente deslocados de uma unidade de recepção no local (quarentena, com monitorização de extrema intensidade) para uma situação de liberdade monitorizada, utilizando para isso diferentes instalações com graus progressivamente menores de acompanhamento e suplementação nutricional. Assim, pretende-se introduzir os animais provenientes da quarentena individualmente ou em pares num cercado de 1ha, com possibilidades de monitorização e acompanhamento intensivo. Este acompanhamento será progressivamente diminuído com a habituação do animal ao local e à medida da sua capacidade de sobrevivência observada (comportamentos de caça, utilização de abrigos, adaptação ao habitat, estado higieno-sanitário, etc.).

Assim que se estejam reunidas as condições necessárias para a sobrevivência dos animais sem qualquer tipo de suplementação, estes serão movidos para um cercado de 300 ha. (em comunicação directa com o cercado menor), desenhado para simular um pequeno território de lince-ibérico capaz de albergar um lince ou um casal de lince. A transição entre o cercado menor e este será também utilizada para testar o nível de habituação dos animais à presença humana, através da introdução no cercado menor de humanos, veículos, cães, e armas de fogo, deixando aberta a comunicação entre o cercado menor e o cercado maior como rota de fuga. O comportamento dos animais face a estes factores será essencial para a sua sobrevivência na natureza a longo prazo e condicionará a sua libertação definitiva, pretendendo-se assim testar as técnicas de preparação de lince em cativeiro para a acções de reintrodução e/ou translocação.

O cercado de 300 hectares será vedado e vigiado para garantir a segurança dos animais, e usar-se-ão técnicas de monitorização directa e indirecta para observação do sucesso das técnicas utilizadas (foto-identificação, fezes, pegadas, observação directa, intervenções veterinárias quando necessárias). Quando se considerem os animais efectivamente preparados para formar novas populações, através de acções de reintrodução, ou reforçar as existentes, estes serão translocados para o destino decidido pelo Programa Europeu de Espécies Ameaçadas (EEP) e pela direcção científico-técnica do programa de conservação *ex situ* para o lince-ibérico. Será também promovida a recuperação de habitat das áreas contíguas ao Centro, aos cercados maior e menor, e da Reserva para preparar a sua colonização quando assim for decidida.

Animais a introduzir

Os animais a serem utilizados no centro de reintrodução serão descendentes dos fundadores do programa de reprodução em cativeiro e poderá ser previsível que, de acordo com a evolução do mesmo, se possa começar a utilizar animais para reintrodução experimental a partir de 2008/2009.

Requisitos sanitários

A zona de intervenção será submetida a uma avaliação da presença de potenciais parasitas e de doenças infecciosas potencialmente perigosas para o processo de reintrodução. Desta acção resultará a elaboração de um programa de contingência. Será efectuado um esforço para se obter uma amostragem estatisticamente adequada de amostras biológicas de pequenos carnívoros, através de necrópsias, serologia e colheitas de sangue *in vivo*. Os lince a serem utilizados no centro de reintrodução experimental serão submetidos a uma avaliação sanitária baseada nos protocolos do ECCLI

Os requisitos sanitários serão definidos para os pequenos carnívoros residentes na área de estudo e para os animais a reintroduzir com base nos requisitos definidos para o lince-ibérico, a que se juntam as patologias já conhecidas para estes e que se consideram exóticas em Portugal.

Os pequenos carnívoros presentes nos locais potenciais de pré-reintrodução serão alvo de estudos de despiste serológico, parasitológico e microbiológico de potenciais patologias capazes de serem transmitidas ao lince-ibérico (Tabela 7).

As populações de pequenos carnívoros residentes em possíveis locais de reintrodução serão estudados e daí resultará uma imagem actual do seu estado sanitário, que se reflectirá na elaboração de planos de contingência prevendo acções de resposta, como vacinações dos animais residentes, vacinações de animais a introduzir e outras, por forma a obviar os riscos determinados.

Uma amostra estatisticamente adequada de pequenos carnívoros será capturada e anestesiada, e serão executados exame clínico, colheita de amostras de sangue, pêlo, fezes e urina (se possível), marcação e recuperação da intervenção anestésica. Só serão libertados animais que sejam capazes de manter comportamentos de alerta.

Paralelamente será executado um estudo de patologia em cadáveres de pequenos carnívoros recuperados na Reserva Natural da Serra da Malcata através da execução de necrópsia e histopatologia em amostras de tecidos recolhidos.

Tabela 7 - Estudos serológicos a efectuar a.

Patogénico/Parasita	Espécies-Alvo
Panleucopénia	<i>Felis silvestris</i>
Peritonite infecciosa	<i>Felis silvestris</i>
Leucemia Felina	<i>Felis silvestris</i>
Imunodeficiência Felina	<i>Felis silvestris</i>
Rinotraqueíte Felina	<i>Felis silvestris</i>
Calicivirus	<i>Felis silvestris</i>
Erlichiose felina	<i>Felis silvestris</i>
Hemobartonelose	<i>Felis silvestris</i>
Cytauxzoon felis	<i>Felis silvestris</i>
Toxoplasmose	<i>Felis silvestris</i>
Clamidiose	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>
Leptospirose	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>
Brucelose	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>
Tularémia	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>
Leishmaniose	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>
Babesiose	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>
Tuberculose	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>
Esgana	<i>Felis silvestris; Vulpes vulpes</i>

A combinação do estudo serológico, parasitológico, microbiológico e patológico das amostras colhidas nas capturas ou à necrópsia permitirá avaliar o risco sanitário aliado à introdução quer de lince-vermelho quer de lince-ibérico, e permitirá monitorizar longitudinalmente a evolução da prevalência das doenças estudadas por forma a avaliar o impacto sanitário nos animais a introduzir, o impacto da introdução destes animais nas populações de pequenos carnívoros residentes, e minimizar o risco de introdução de patogénicos exóticos.

Avaliação da possibilidade de utilização de animais nascidos em cativeiro para recuperar as populações históricas de lince

Os animais transferidos para o centro, resultantes do processo de reprodução em cativeiro, serão submetidos a um procedimento de quarentena, de acordo com os protocolos definidos pelo ECCLI. Posteriormente serão submetidos a uma avaliação comportamental, física e sanitária e transferidos para uma área vedada de cerca de 1 hectare, até atingirem a idade de dispersão. Passado este período e verificando-se que não existem condicionantes à sua sobrevivência em semi-cativeiro, serão transferidos para uma área vedada de cerca de 3000 hectares, onde serão monitorizados através de vídeo-vigilância e emissores de GPS. Os dados obtidos com este procedimento serão utilizados para o estudo de viabilidade de utilização de lince nascidos em cativeiro para o restabelecimento de populações históricas (Serra, 2005).

Divulgação, programas de educação e envolvimento da população local

Com este projecto pretende divulgar o projecto e contribuir para uma melhor aceitação do processo de reintrodução por parte da comunidade local, nacional e internacional. Esta componente pode-se resumir na condução das seguintes acções:

- Realização de campanhas nacionais para informar e sensibilizar o público em geral e os agentes de conservação (investigadores, caçadores, proprietários agro-florestais, decisores políticos, Imprensa) para a conservação do lince;
- Promover a publicação de artigos de divulgação em revistas, jornais nacionais, regionais e locais sobre aspectos de ecologia e de conservação do lince;
- Realização de campanhas de sensibilização de estudantes dos 1º, 2º e 3º ciclos, em particular daqueles que residam em áreas de ocorrência de lince;
- Sensibilização e formação de agentes de conservação referidos em a), relativamente à problemática de conservação do lince;
- Edição de uma página na Internet com ligação ao sítio de internet do ICN, de forma a realizar uma divulgação actualizada das acções de conservação ligadas ao lince;
- Divulgação da lei do mecenato científico, tanto a fundações como empresas, para patrocínio de acções de investigação, sensibilização, intercâmbio e reabilitação em matéria de ambiente, podendo esta fonte de investimento ser aplicada em acções de conservação para a espécie.

O Programa de divulgação do projecto de reintrodução destina-se a divulgar e disponibilizar conteúdos técnicos, científicos, de divulgação, educação ambiental e outros relacionados com a conservação do lince-ibérico, tendo em vista a promoção da Conservação da Natureza, da conservação da espécie e do Plano de Acção proposto para a sua conservação.

Troca de informação com outras equipas

A formação de uma equipa Ibérica de reintrodução, concretizada através da reunião de Abril de 2005, efectuada na RN Serra da Malcata, possibilitou o estabelecimento de uma metodologia comum para avaliação de áreas potenciais para reintroduzir a espécie. A ligação desta equipa aos trabalhos de conservação *ex-situ* tem sido levada a cabo ao longo dos últimos meses, estando em completa sintonia os objectivos dos dois programas (produção de exemplares para reintrodução e reintrodução). Em termos de unificação de trabalhos na área histórica de lince e particularmente em locais elegíveis para reintrodução é fundamental prosseguir com os seguintes aspectos:

- Continuação das reuniões periódicas do Grupo de Trabalho do Lince-ibérico, Equipa de reprodução em cativeiro e reintrodução;
- Efectuar reuniões de campo em locais propostos para reintrodução e acompanhamento generalizado de actividades relacionadas com reintrodução;
- Manutenção de metodologias comuns e aperfeiçoamento das mesmas;
- Estabelecimento de contactos e condução de visitas de campo a projectos de reintrodução de espécies similares.

Acções futuras - actividades de reintrodução

O objectivo final deste processo será o estabelecimento de uma população viável de lince-ibérico na área de Malcata-Gata, para este ser atingido deverão ser executadas as acções de reintrodução estabelecidas pela UICN (UICN/SSC, 1998). Essa fase, cuja implementação temporal ainda não é possível prever com exactidão, será planificada de acordo com os resultados obtidos durante as actividades estratégicas, bem como com o incremento dos níveis de conhecimento obtidos com a evolução dos trabalhos noutras áreas geográficas e com o programa de conservação *ex-situ*. No entanto, várias acções terão que ser executadas, tais como:

Procedimentos de solta

- Estabelecimento de critérios genéticos e demográficos para seleccionar animais para reintrodução;
- Desenvolvimento de protocolos eticamente adequados para captura, transporte e solta;
- Estabelecimento de uma estratégia de solta.

Procedimentos pós-solta

- Estabelecimento de protocolos de monitorização (comportamento, uso espacial, sobrevivência);
- Estabelecimento de protocolos de monitorização sanitária;
- Estabelecimento de protocolos e indicadores para monitorizar o sucesso das operações.

Tabela 8 - Quadro lógico do Projecto de Reintrodução – Actividades estratégicas de pré-reintrodução

Objectivos	Problemas	Soluções	Resultados previsíveis
Recuperar de forma significativa o habitat e presas do lince-ibérico	Baixa qualidade de habitat/ reduzida densidade global de presas	- Manter /Recuperar pastagens; - Instalar cercados de repovoamento de coelho-bravo; - Efectuar reintroduções/repovoamentos de coelho-bravo; - Recuperação de áreas degradadas; - Instalar abrigos artificiais para coelho	Aumento da viabilidade do habitat para o sucesso de reintrodução
Implementar estruturas adequadas para um programa de reintrodução controlada	Reduzidos conhecimentos sobre o processo de reintrodução	Construção do centro de reintrodução experimental	- Aumento do nível de conhecimento sobre processos de reintrodução de lince; - Aperfeiçoamento de protocolos de reintrodução; Aumento do sucesso de acções de reintrodução
Avaliar potenciais riscos sanitários associados ao processo de reintrodução	Reduzidos conhecimentos sobre o processo de reintrodução	Rastreio sanitário da comunidade de carnívoros	Aumento do nível de conhecimentos sobre a incidência e prevalência de patógenos
Estabelecer uma equipa profissional multidisciplinar	Reduzidos conhecimentos sobre o processo de reintrodução	Aumento das parcerias com entidades de investigação e parques zoológicos; Troca de informação com equipas espanholas	Criação de uma equipa tecnicamente habilitada para implementar um programa de reintrodução de lince-ibérico
Avaliar a viabilidade de se utilizarem animais nascidos em cativeiro para recuperar as populações selvagens de lince	Reduzidos conhecimentos sobre o processo de reintrodução	Experiências de reintrodução; Desenvolvimento de protocolos de reintrodução; Troca de informação com equipas espanholas	- Aumento do nível de conhecimento sobre processos de reintrodução de lince; - Aperfeiçoamento de protocolos de reintrodução; - Aumento do sucesso de acções de reintrodução
Aumentar a consciência pública relativamente a conservação do lince	Reduzida consciência política e social sobre a conservação da espécie	Construção de um web-site; Elaboração de um boletim mensal; Acções de divulgação; Programa de comunicação com a imprensa	Aumento da consciência política e social relativamente à necessidade de conservar o lince-ibérico

Micro-unidades de gestão de lince-ibérico para a Serra da Malcata

A Proposta de Plano de Acção do Lince-ibérico (ICN, 2003), desenvolvida no sentido de fornecer uma abordagem consistente e efectiva para conservar a espécie em território português, estabelece uma série de directrizes essenciais que deverão ser aplicadas em áreas prioritárias para a sua conservação onde se inclui a Serra da Malcata.

Actualmente, o lince-ibérico encontra-se criticamente ameaçado, num estado de pré-extinção e só a aplicação de medidas de conservação consistentes e efectivas poderá travar a sua extinção. No contexto global dos inúmeros factores de ameaça que actualmente condicionam a sobrevivência da espécie, a falta de documentação oficial que regule a sua conservação pode permitir acções directas que afectem o lince de forma negativa e ao mesmo tempo contribuir para atrasar a tomada de decisões fundamentais.

Princípios orientadores

A Proposta de Plano de Acção fornece orientações tendo em conta futuras opções, proporcionando uma adequada gestão, oferecendo a flexibilidade necessária, para atingir o objectivo máximo de conservar o lince-ibérico. O plano assenta em quatro princípios orientadores:

- **Utilização da mais adequada informação científica disponível sobre o lince-ibérico.** É utilizada a informação resultante da investigação realizada ao longo da área de distribuição da espécie, reconhecendo que existem potenciais diferenças ao nível de comportamento e *habitat*, particularmente quando a área de ocorrência de Doñana é comparada com as restantes áreas de presença;
- **Actuar de uma forma preventiva relativamente a alterações sobre o *habitat* do lince.** Uma atitude conservadora é a forma mais prudente de salvaguardar/conservar as áreas históricas para que se mantenham como potencialmente elegíveis para acções de reintrodução;
- **Ter em atenção os requisitos de *habitat* para outras espécies ameaçadas.** Uma estratégia de conservação que contemple outras espécies tem uma probabilidade maior de ter sucesso;
- **Desenvolver um plano efectivo para conservar o lince-ibérico na sua área de ocorrência histórica, articulado com o esforço de conservação preconizado pelo Estado Espanhol.** As acções deste plano serão direccionadas para territórios adequados para a presença de lince e/ou em locais cujas características paisagísticas possam ser efectivamente optimizadas, independentemente do seu estatuto de conservação. Incluem-se nas actuações potenciais *habitats* de residência, dispersão e reprodução. Estas actuações, particularmente as focalizadas em áreas de fronteira, deverão ter uma permanente articulação com a estratégia de conservação do lince conduzida pelo Estado Espanhol.

As acções de conservação descritas destinam-se à viabilização das populações de lince-ibérico em Portugal e à redução ou eliminação de factores de adversidade. As medidas preconizadas têm o objectivo de fornecer indicações para os agentes de conservação que possam conduzir acções que beneficiem o lince ou ajudem a evitar impactes sobre esta espécie. Espera-se que planos que incorporem estas directrizes e projectos que as implementem, não conduzam a efeitos negativos sobre o lince e contribuam para a conservação da espécie, possibilitando, a longo-prazo, o seu reforço populacional/ reintrodução.

Escalas de actuação

As medidas de conservação, propostas no Plano de Acção, serão implementadas em três escalas de actuação: 1) ao nível do domínio vital (micro-escala), 2) ao nível populacional (macro-escala) e 3) ao nível de corredores ecológicos, fornecendo linhas orientadoras para as medidas de gestão pelo estabelecimento de metas, objectivos e locais de intervenção. O direccionamento das medidas pode ser substantivo (p.e. necessidade de conservar áreas significativas de *habitat*) ou de procedimento (p.e. necessidade de efectuar determinadas acções ao nível da recuperação da paisagem). As unidades adiante descritas foram baseadas no descrito por Stinson (2001), para o Plano de Recuperação do Lince-do-Canadá no Estado de Washington (EUA).

As micro-unidades de gestão para o lince (MGLs) têm o objectivo de fornecer a escala mais pequena sobre a qual se actuará ao nível de gestão de *habitat*.

As MGLs deverão ser usadas como áreas equivalentes ou aproximadas ao domínio vital médio de um lince-ibérico e deverão ser interpretadas como unidades de análise de parâmetros específicos de ameaça e conservação (p.e. densidade de coelho-bravo, pressão humana, etc.). Este conceito deverá funcionar como um território teórico que será gerido como se detivesse lince residentes. Deste modo, caso se opte futuramente por uma acção de reintrodução, as características de adequabilidade paisagística deverão ser mantidas e/ou fomentadas.

Estas unidades podem não fornecer uma área de análise suficientemente significativa para que os efeitos directos e indirectos de determinadas acções possam ser analisados. Em alguns casos, os impactes das acções projectadas poderão ter que ser observados no contexto de duas ou mais MGLs (p.e. abertura de novas vias de comunicação, efeitos de fogos florestais, etc.).

Linhas orientadoras para o estabelecimento das MGLs²

- O tamanho das MGLs deverá ser de 500-1 000 hectares de *habitat* adequado contínuo ou com um tamanho superior no caso do *habitat* ser fragmentado;

² Concepção baseada no descrito em Palomares *et al.* (2001)

- A densidade de coelho-bravo no interior das MGLs deverá variar entre 1 indivíduo/hectare durante a época de menor densidade e 4,6 indivíduos/hectare, durante a época de densidade mais elevada;
- As características gerais das MGLs deverão incluir árvores isoladas, cerca de 40% de vegetação arbustiva e áreas com pastagem.
- Dentro de cada MGLs deverá ser mapeado o *habitat* potencial de lince. Deverá ser identificado o *habitat* potencial de reprodução e áreas de caça (particularmente locais onde a abundância de coelho-bravo seja elevada). Deverão também ser identificados locais de presença de presas potenciais, à partida não adequadas para o lince;
- Dentro da MGL deverão ser mantidos *habitats* de reprodução que constituam, pelo menos, 10% da área total.
- Qualquer acto ou actividade que altere esta estrutura deverá ser interdito;
- Deverá ser mantida a conectividade entre as MGLs.

A planificação de programas e acções não deverá ser unicamente focalizada na escala individual das MGLs, devendo-se ter em atenção os padrões paisagísticos de áreas significativas, correspondentes a potenciais populações. Deste modo, serão tidos em linha de conta conjuntos de MGLs, pertencentes à mesma área geográfica de forma a serem constituídas populações teóricas, que formarão as Macro-unidades de gestão de lince-ibérico (MALs).

Considerando que a dispersão, ao manter o equilíbrio meta-populacional, é essencial para a sobrevivência das populações de lince-ibérico, torna-se fundamental a manutenção de elementos paisagísticos que mantenham a capacidade de movimentação de indivíduos. Apesar deste tipo de *habitats* normalmente não possibilitar a reprodução, são fundamentais para o ciclo de vida da espécie.

Estando a Serra da Malcata definida como uma Macro-unidade de gestão de lince, figura territorial fundamental para o processo de reintrodução, houve a necessidade da definição, no interior desta unidade, de micro-unidades de gestão (MGLs) que possibilitassem a planificação de medidas de gestão. Sendo este processo uma das componentes da candidatura POA “Gestão de Espécie e Habitats da RN da Serra da Malcata”, descrevem-se neste relatório as MGLs definidas para a Serra da Malcata, tendo em conta os critérios acima descritos, bem como as necessidades de intervenção nas mesmas, tendo em conta a sua optimização para o lince-ibérico.

Tendo por base as linhas orientadoras para o estabelecimento das MGLs acima descritas, efectuou-se o seu desenho para a Reserva Natural da Serra da Malcata, optando-se por localizar as mesmas nas áreas de maior protecção da Serra (Protecção integral e parcial de acordo com o Plano de Ordenamento desta AP), de forma a fornecer condições mais adequadas para a presença de lince. Para além das linhas orientadoras, procurou-se seguir uma coerência em termos de características geográficas que permitisse uma fácil individualização das unidades, tendo em linha de conta cursos de água, caminhos e cumeadas. Pretendeu-se com esta actuação facilitar as intervenções de gestão nas mesmas.

As MGLs foram estabelecidas como potenciais territórios de lince e para cada unidade foram quantificados os seguintes parâmetros:

- - Habitat potencial de lince (área total e percentagem) – áreas de caça, reprodução e abrigo;
- - Adequabilidade de habitat – Utilização do *Habitat Suitability Index* desenvolvido durante o projecto LIFE “Recuperação do habitat e presas do lince-ibérico na Serra da Malcata” (Sarmiento *et al.*, 2003). Este índice varia entre 0 (Habitat inadequado) a 1 (Habitat óptimo). Para a caracterização das unidades recorreu-se à seguinte escala qualitativa: 0-0,25 - habitat inadequado; 0,26-0,50 - habitat pouco adequado; 0,51-0,75 - habitat adequado; 0,76-1 – habitat óptimo;
- - Densidade de coelho-bravo – densidade de coelho-bravo nas duas épocas mais recentes de amostragem (Verão de 2005 e Inverno de 2005/06);
- - Necessidades de gestão – É efectuada uma descrição das necessidades de intervir em habitats e presas no sentido de incrementar a qualidade do habitat.

Foi atribuído um código a cada unidade de gestão e estabelecida uma ficha identificativa onde se descrevem as variáveis acima descritas.

De acordo com as características do habitat, o comportamento territorial da espécie e a coerência geográfica, foram estabelecidas 12 unidades de gestão, o que corresponde a 12 territórios teóricos para lince (MGLs), conforme se descreve em seguida.

No seu total as MGLs ocupam 8 637 hectares, o que se aproxima da área mínima de 10 000 hectares definida por Palomares *et al.* (1999) como área mínima para um processo de reintrodução. As áreas das unidades oscilam entre os 458 e os 1 124 hectares (média de $719 \pm 240,77$ hectares; $\pm$ desvio padrão). Globalmente verifica-se um claro predomínio do habitat de cobertura, o qual ocupa cerca de 8 254 hectares, o que corresponde a 95 % da área (Tabela 9 e Figura 28). Este inclui vegetação arbustiva, bosques de medronheiro e azinheira, bosques ripícolas e plantações de resinosas

Tabela 9 – Dados relativos às Micro-unidades de Gestão de Lince-ibérico (MGLs) estimadas para a Serra da Malcata.* valor do Habitat Suitability Index (HSI) de acordo com o Modelo de Sarmiento *et al.* (2003) (este índice varia de 0, habitat não adequado, a 1, habitat ótimo).

Código	Área total	Habitat de refúgio		Habitat de caça		HSI*
	(ha)	Área (ha)	%	Área de caça (ha)	%	
MGLSM01	919	838	91,19	81	8,8139	0,51
MGLSM02	1031	1031	100	0	0	0,24
MGLSM03	1124	1095	97,42	29	2,5801	0,32
MGLSM04	915	871	95,19	44	4,8087	0,48
MGLSM05	584	584	100	0	0	0,24
MGLSM06	904	868	96,02	36	3,9823	0,64
MGLSM07	458	430,63	94,02	27,37	5,976	0,51
MGLSM08	472	431	91,31	41	8,6864	0,85
MGLSM09	605	574	94,88	31	5,124	0,42
MGLSM10	500	444	88,8	56	11,2	0,53
MGLSM11	619	619	100	0	0	0,21
MGLSM12	506	469	92,69	37	7,31	0,23
Total	8637	8254,63	95,00	382,37	25,00	
Média	719,75	687,89	95,13	31,86	4,87	0,43
Desvio padrão	240,77	241,22	3,749	24,02	3,75	0,20

MGLSM01

Ocupando uma área total de 919 hectares, esta MGL corresponde a um espaço cerca de 1,2 vezes superior ao território de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (5,1 para o Verão de 2005 e 5,6 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) indica que é possível, para além da presença da espécie, a sua reprodução, de acordo com os critérios de Palomares *et al.* (2001). No entanto, em termos de necessidades de gestão verifica-se ser crucial incrementar as orlas e o território de caça para lince, o qual, actualmente, corresponde a apenas 8% do total da área (81 hectares – Figura 28 e Tabela 9). No mínimo as intervenções deverão alargar esta área para cerca de 40% (350 hectares) do total da unidade. Apesar destas condicionantes, o HSI indica que se trata de uma área adequada para lince (Tabela 9), este facto deve-se essencialmente às altas densidades de coelho-bravo.

MGLSM02

Esta unidade de gestão ocupa uma área total de 1031 hectares (Tabela 9), o que corresponde a um território de um macho adulto (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo, estimada durante as últimas épocas de amostragens, é bastante baixa (0,40 para o Verão de 2005 e 0,43 para o Inverno de 2005/06) e não permite sequer a presença de linces residentes (Palomares *et al.* 2001). O habitat de cobertura ocupa a totalidade da unidade, sendo dominado por urzais (*Erica* spp.). Deste modo, para esta unidade ser adequada à presença de lince, deverá ser submetida a um considerável esforço de gestão que deverá consistir na abertura de áreas de pastagem (cerca de 400

hectares), essencialmente nos locais ocupados por urzais e na recuperação das populações de coelho com recurso a repovoamentos. O HSI indica que se trata de uma zona de habitat inadequado para lince (HSI = 0,24, Tabela 9).

MGLSM03

Estendendo-se por uma área de 1124 hectares esta MGL corresponde a território de um macho adulto (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (2,1 para o Verão de 2005 e 2,6 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) permite a presença de um animal residente, mas não de reprodução. O habitat foi classificado como pouco adequado para a espécie, devido essencialmente ao predomínio de habitat de cobertura (97,42% - Tabela 9), sendo necessário uma considerável intervenção em termos de gestão para a sua recuperação. Estima-se que seja necessário abrir cerca de 400 hectares de pastagens para a sua optimização, bem como um aumento da densidade de coelho-bravo para quantitativos que permitam a reprodução de lince.

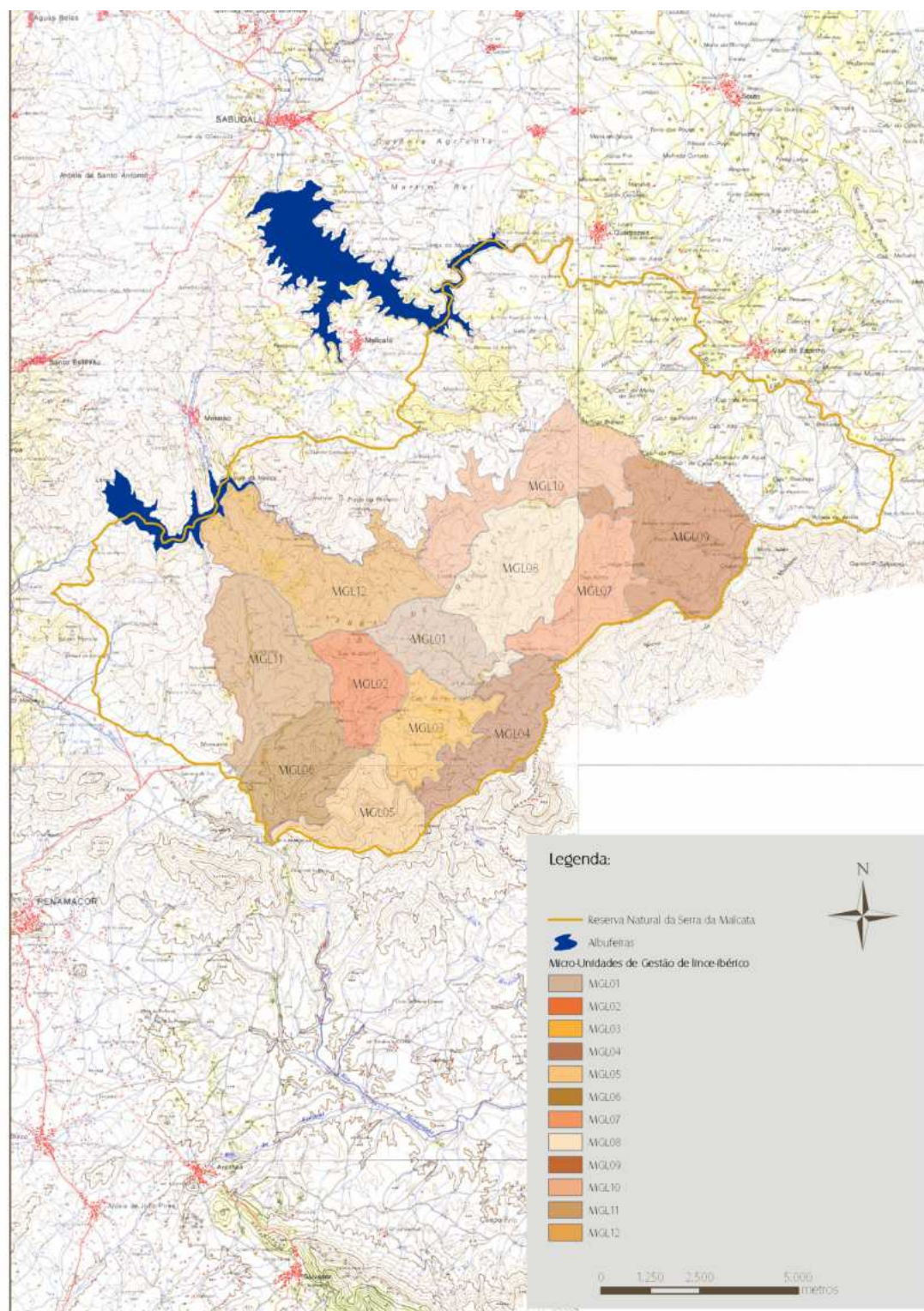


Figura 28 – Representação cartográfica das unidades de micro-gestão de lince-ibérico na Reserva Natural da Serra da Malcata.

MGLSM04

Ocupando uma área total de 504 hectares esta MGL corresponde a cerca de 75% do território de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (0,30 para o Verão de 2005 e 0,40 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) indica que não é actualmente possível a presença de animais residentes, de acordo com os critérios de Palomares *et al.* (2001). Em termos de necessidades de gestão verifica-se ser crucial incrementar as orlas e o território de caça para lince, o qual, actualmente, corresponde a apenas 5% do total da área (44 hectares – Tabela 9). No mínimo as intervenções deverão alargar esta área para cerca de 40% (200 hectares) do total da unidade. Tendo em conta estas condicionantes, o HSI indica que se trata de uma área pouco adequada para lince (Tabela 9). No entanto, por se tratar de uma área central com um estatuto de conservação elevado e ser totalmente propriedade do ICN permite que as intervenções de gestão sejam facilitadas.

MGLSM05

Esta unidade de gestão ocupa uma área total de 584 hectares (Tabela 9), o que corresponde a cerca de 80% do território de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo, estimada durante as últimas épocas de amostragens, é bastante baixa (0,40 para o Verão de 2005 e para o Inverno de 2005/06) e não permite a presença de lince residentes (Palomares *et al.* 2001). O habitat de cobertura ocupa a totalidade da unidade, sendo dominado por urzais (*Erica* spp.) (Anexo I), surgindo também eucaliptais, plantações de resinosas e bosques dominados por azinheira (*Quercus rotundifolia*) e medronheiro (*Arbutus unedo*) Deste modo, para esta unidade ser adequada à presença de lince, deverá ser submetida a um significativo esforço de gestão que consistirá na abertura de áreas de pastagem (cerca de 200 hectares), essencialmente nos locais ocupados por urzais e na recuperação das populações de coelho com recurso a repovoamentos. O HSI indica que se trata de uma zona de habitat inadequado para lince (HSI = 0,24, Tabela 9).

MGLSM06

Estendendo-se por uma área de 904 hectares esta MGL corresponde aproximadamente a território de um macho adulto (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (5,0 para o Verão de 2005 e 5,1 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) permite a presença de lince e a sua reprodução. O habitat foi classificado como adequado para a espécie, devido essencialmente à densidade de coelho-bravo (Tabela 9). No entanto, verifica-se que é necessária uma considerável intervenção em termos de gestão para a sua recuperação, devido ao predomínio das manchas de abrigo, dominadas por plantações de resinosas pouco desenvolvidas. Estima-se que seja necessário atingir cerca de 350 hectares de pastagens para a sua optimização

MGLSM07

Ocupando uma área total de 458 hectares, esta MGL corresponde a cerca de 60% do território de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (6,0 para o Verão de 2005 e 5,7 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) indica que é possível, para além da presença da espécie, a sua reprodução de acordo com os critérios definidos por Palomares *et al.* (2001). No entanto, em termos de necessidades de gestão verifica-se ser importante fomentar as orlas e o território de caça para lince, o qual, actualmente, corresponde a apenas 6% do total da área (27 hectares – Tabela 9). No mínimo as intervenções deverão alargar esta área para cerca de 40% (180 hectares) do total da unidade. Apesar destas condicionantes, o HSI indica que se trata de uma área adequada para lince (Tabela 9), este facto deve-se essencialmente às altas densidades de coelho-bravo.

MGLSM08

Esta unidade de gestão ocupa uma área total de 472 hectares (Tabela 9), o que corresponde a cerca de 70% de um território de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo, estimada durante as últimas épocas de amostragens, é relativamente alta (10,1 para o Verão de 2005 e 12,0 para o Inverno de 2005/06), permitindo a reprodução da espécie (Palomares *et al.* 2001). O habitat de cobertura ocupa 91% da unidade, sendo dominado por urzais (*Erica* spp.). Apesar do HSI indicar que se trata de uma zona adequada para a presença de lince (HSI = 0,85; Tabela 9), verifica-se que é necessário incrementar o habitat de caça para cerca de 180 hectares.

MGLSM09

Esta unidade de gestão estende-se por uma área total de 619 hectares (Tabela 9), o que corresponde a cerca de 80% de um território de uma fêmea adulta (Ferrerias, 1997). A densidade de coelho-bravo, estimada durante as últimas épocas de amostragens, é muito baixa (0,45 para o Verão de 2005 e 0,40 para o Inverno de 2005/06), não permitindo a presença de animais residentes (Palomares *et al.* 2001). O habitat de cobertura ocupa a totalidade da unidade, sendo dominado por urzais (*Erica* spp.). O HSI indica que se trata de uma área inadequada à presença de lince (HSI = 0,23; Tabela 9) e onde será necessário aplicar um considerável esforço em termos de gestão para a optimizar. Este esforço passa não só pelo fomento de coelho-bravo, mas também pelo incremento das zonas de pastagem para cerca de 240 hectares.

MGLSM10

Estendendo-se por uma área de 605 hectares esta MGL corresponde a um território cerca de 80% de um de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (3,7 para o Verão de 2005 e 4,0 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) permite a presença de lince, mas não a sua reprodução. O habitat foi classificado como pouco adequado para a espécie, devido essencialmente ao predomínio de habitat de cobertura (94,88% - Tabela 9), sendo necessário uma considerável intervenção em termos de gestão para a sua recuperação. Este é essencialmente dominado por urzais e bosques de

azinheira e medronheiro. Estima-se que seja necessário abrir cerca de 400 hectares de pastagens para a sua optimização, incrementando ao mesmo tempo a densidade de coelho para valores superiores a 4 indivíduos/ha.

MGLSM11

Ocupando uma área total de 500 hectares esta MGL corresponde a cerca de 70% do território de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (5,8 para o Verão de 2005 e 6,0 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) indica que é possível, para além da presença da espécie, a sua reprodução de acordo com os critérios de Palomares *et al.* (2001). No entanto, em termos de necessidades de gestão verifica-se ser importante fomentar as orlas, bem como o território de caça para lince, o qual, actualmente, corresponde a apenas 11% do total da área (56 hectares – Tabela 9). No mínimo, as intervenções deverão alargar esta área para cerca de 40% (200 hectares) do total da unidade. Apesar destas condicionantes, o HSI indica que se trata de uma área adequada para lince (Tabela 9), este facto deve-se essencialmente às altas densidades de coelho-bravo.

MGLSM12

Estendendo-se por uma área de 506 hectares esta MGL corresponde a um território cerca de 75% de um território de uma fêmea adulta (Ferrerias *et al.*, 1997). A densidade de coelho-bravo estimada durante as últimas épocas de amostragens (0,3 para o Verão de 2005 e 0,4 indivíduos/hectare para o Inverno de 2005/06) não permite a presença de lince residentes. O habitat foi classificado como pouco adequado para a espécie, devido essencialmente ao predomínio de habitat de cobertura (92,69% - Tabela 9), sendo necessário uma considerável intervenção em termos de gestão para a sua recuperação. Este é essencialmente dominado por urzais e bosques de azinheira e medronheiro. Estima-se que seja necessário abrir cerca de 200 hectares de pastagens para a sua optimização, incrementando ao mesmo tempo a densidade de coelho para valores superiores a 4 indivíduos/ha.

Objectivos de gestão para as MGL

Na Tabela 10 estão representados os objectivos gestão para cada MGL, quer em termos da necessidade do fomento do habitat de mosaico, quer em termos do incremento da densidade de coelho-bravo. Verifica-se que para optimizar a área ocupada pelas MGLs é necessário um esforço de gestão bastante considerável, dado que é necessário implementar mais de 3 000 hectares de áreas de caça para lince, o que corresponderá a cerca de 40% da área. De acordo com Palomares *et al.* (2001), o lince não utiliza áreas onde a cobertura de matagal contínuo exceda os 40% do seu domínio vital.

Tabela 10 – Necessidades de gestão estimadas para as MGLs definidas para a Serra da Malcata. * objectivo mínimo.

Código	Habitat de caça		Densidade de coelho	
	Área existentes(ha)	Área a criar (ha)	Actual	A atingir*
MGLSM01	81	269	5,6	A manter
MGLSM02	0	400	0,43	4,60
MGLSM03	29	371	2,60	4,60
MGLSM04	44	356	0,40	4,60
MGLSM05	0	200	0,40	4,60
MGLSM06	36	144	5,10	A manter
MGLSM07	27	153	5,70	A manter
MGLSM08	41	399	12,00	A manter
MGLSM09	31	369	0,40	4,60
MGLSM10	56	344	4,00	4,60
MGLSM11	0	200	6,00	A manter
MGLSM12	37	163	0,40	4,60
Total	382	3368		

Actividade cinegética



Ordenamento cinegético das Áreas Classificadas

No Sítio Malcata existem 39 Zonas de Caça, estando, quatro delas, abrangidas pela ZPE da Serra da Malcata e pela Reserva Natural da Serra da Malcata (Tabela 11 e Figura 29). A totalidade dos concelhos do Sabugal e de Almeida abrangidos pela sítio MALCATA está ordenado, enquanto o concelho de Penamacor tem uma reduzida área ainda em regime livre.

Tabela 11 – Ordenamento cinegético da Reserva Natural da Serra da Malcata, da ZPE da Serra da Malcata e do Sítio PTCON0004 (Malcata).

AC	ZONA DE CAÇA – ENTIDADE GESTORA OU CONCESSIONÁRIA	PROC. Nº DGF	Concelho	PORTARIA N.º	DATA DO FIM DA EXPLORAÇÃO
RESERVA NATURAL DA SERRA DA MALCATA - ZPE	ZCA Malcata – Ass. De Caça e Pesca Maltatense	3076	Sabugal	1188/2002, 30/08	28/06/2008
	ZCA Quadrazais – Ass. De Caçadores e Pescadores da Freguesia de Quadrazais	545	Sabugal	170/91, 01/03	31/05/2016
	ZCA Vale de Espinho – Ass. De Caça e Pesca de Vale de Espinho	898	Sabugal	466/99, 26/06	31/05/2008
	ZCA Amigos dos Fóis – Associação de Caça e Pesca dos Fóis	1729	Sabugal	896/95, 14/07	14/07/2007
Sítio Malcata	ZCA Aldeia da Ponte – Ass. De Caçadores de Aldeia da Ponte	207	Sabugal	1098/2006, 13/10	13/10/2018, renovável por 2 períodos iguais
	ZCA Aldeia da Ribeira – Associação de Caçadores da Aldeia da Ribeira	959	Sabugal	260/99, 10/04	31/05/2010
	ZCA Aldeia de Santo António – Ass. De Caçadores da Aldeia de Santo António	1396	Sabugal	1209/2003, 15/10	14/07/2015
	ZCA Aldeia do Bispo – Clube de caça e pesca de aldeia do bispo	277	Sabugal	254-CI/96, 15/07	15/07/2011
	ZCA Aldeia Velha – Ass. De Caça e Pesca de Aldeia Velha	141	Sabugal	1219/95, 09/10	10/10/2015
	ZCA Alfaiates – Ass. De Caça e Pesca de Alfaiates	1234	Sabugal	1033-BT/2004, 10/08	15/07/2016
	ZCA Amigos do Souto – Clube cinegético de caça e pesca e automóveis antigos do Soito	1540	Sabugal	1335/2006, 27/11	26/11/2018, renovável por 2 períodos iguais
	ZCA Cabeça Alta – Ass. De caça e pesca de Aldeia Velha	1486	Sabugal	938/2006, 08/09	07/09/2018, renovável por 2 períodos iguais
	ZCA Cró – Ass. De Caça e Pesca Os amigos do Cró	2256	Sabugal	146/2000, 11/03	31/05/2011
	ZCA Fóis – Ass. De Caça e Pesca dos Fóis	147	Sabugal	254-GV/96, 15/07	15/07/2008
	ZCA Forcalhos – Clube de Caça e Pesca de Forcalhos	1332	Sabugal	734/2000,07/09	31/05/2012
	ZCA Freineda – Ass. De Caça e Pesca de Freineda	2379	Almeida	1013/2000, 25/10	29/06/2010
	ZCA Gulvicha – Ass. De Caçadores da Lageosa da Raia	1238	Sabugal	632/2004, 12/06	16/06/2016
	ZCA Lageosa – Ass. De Caçadores da Lageosa da Raia	140	Sabugal	1225/95, 10/10	10/10/2010
	ZCA Malhada Sorda – Ass. De Melhoramentos da Freguesia de Malhada Sorda	681	Almeida	1208/2003, 15/10	15/07/2015
	ZCA Miuzela e Porto de Ovelha – Ass. Desportiva e cultural de Valverde	2377	Almeida	983/2000, 13/10	31/05/2019

ZCA Nave – Associação de Caça e Tiro de Nave	4288	Sabugal	641/2006, 26/06	25/06/2018, renovável por 2 períodos iguais
ZCA Nave de Haver – Ass. Recreativa de Nave de Haver	231	Almeida	254-AF/96, 15/07	31/05/2016
ZCA Penamacor – Clube de Caça e Pesca de Penamacor	3913	Penamacor	1439/2004, 25/11	24/11/2016, renovável por 2 períodos iguais
ZCA Quadrazais-Ozendo – Ass. De Caçadores e Pescadores da Freguesia de Quadrazais	1391	Sabugal	667-13/93, 14/07	13/07/2008
ZCA Quinta das Veigas – Ass. De Caçadores Amigos do Lazer	3429	Penamacor	1168/2003, 02/10	01/10/2009, renovável por 2 períodos iguais
ZCA Rebolosa – Ass. Caça e Pesca da Rebolosa	2181	Sabugal	699/99, 24/08	31/05/2019
ZCA Rendo e Ruína – Ass. De Caça e Pesca do Rendo	202	Sabugal	703/2006, 13/07	12/07/2018, renovável por 2 períodos iguais
ZCA Sabugal – Clube de caça e Pesca do Sabugal	525	Sabugal	254-AZ/96, 15/07	31/05/2016
ZCA Seixo do Côa – Ass. Desportiva de Caça e Pesca de Seixo do Côa	1670	Sabugal	799/2000, 20/09	15/07/2015
ZCA Soito – Ass. De Caça e Pesca e Automóveis Antigos do Soito	151	Sabugal	254-GX/96, 15/07	14/10/2007
ZCA Vilar Maior – Ass. De Caçadores Os Protectores	465	Sabugal	254-CQ/96, 16/07	31/05/2008
ZCM Aranhas – Clube de Caça e Pesca das Aranhas	3809	Penamacor	1264-CL/2004, 29/09	28/09/2010
ZCM Malhada Sorda – Ass. De Melhoramentos da Freguesia de Malhada Sorda	3497	Almeida	639/2004, 14/06	13/06/2010
ZCM Médio Côa – CM Sabugal	3480	Sabugal	144/2004, 12/02	11/02/2010
ZCM Nave de Haver – Ass. Recreativa de Nave de Haver	3498	Almeida	640/2004, 14/06	13/06/2010
ZCM Penamacor I – Junta de Freguesia de Penamacor	4114	Penamacor	1057/2005, 17/10	16/10/2011
ZCM Ribeira de Cadelos – JF de Ade, Amoreira, Cabreira, Castelo Mendo, Mesquitela e Monteperoboloso	3194	Almeida	1773-Q/2003, 02/10	01/10/2009
ZCM Sabugal Oeste – CM Sabugal	3482	Sabugal	1033-HH/2004, 10/08	09/08/2010
ZCM Serra do Homem de Pedra – CM Sabugal	3499	Sabugal	142/2004, 12/02	11/02/2010

Na área abrangida pela RNSM, localizada no concelho de Penamacor, é interdita a actividade cinegética, coincidindo com duas Zonas de Interdição à Caça. É nesta área que as acções de recuperação de habitat e fomento de coelho-bravo têm sido desenvolvidas, tal como referido nos capítulos anteriores.

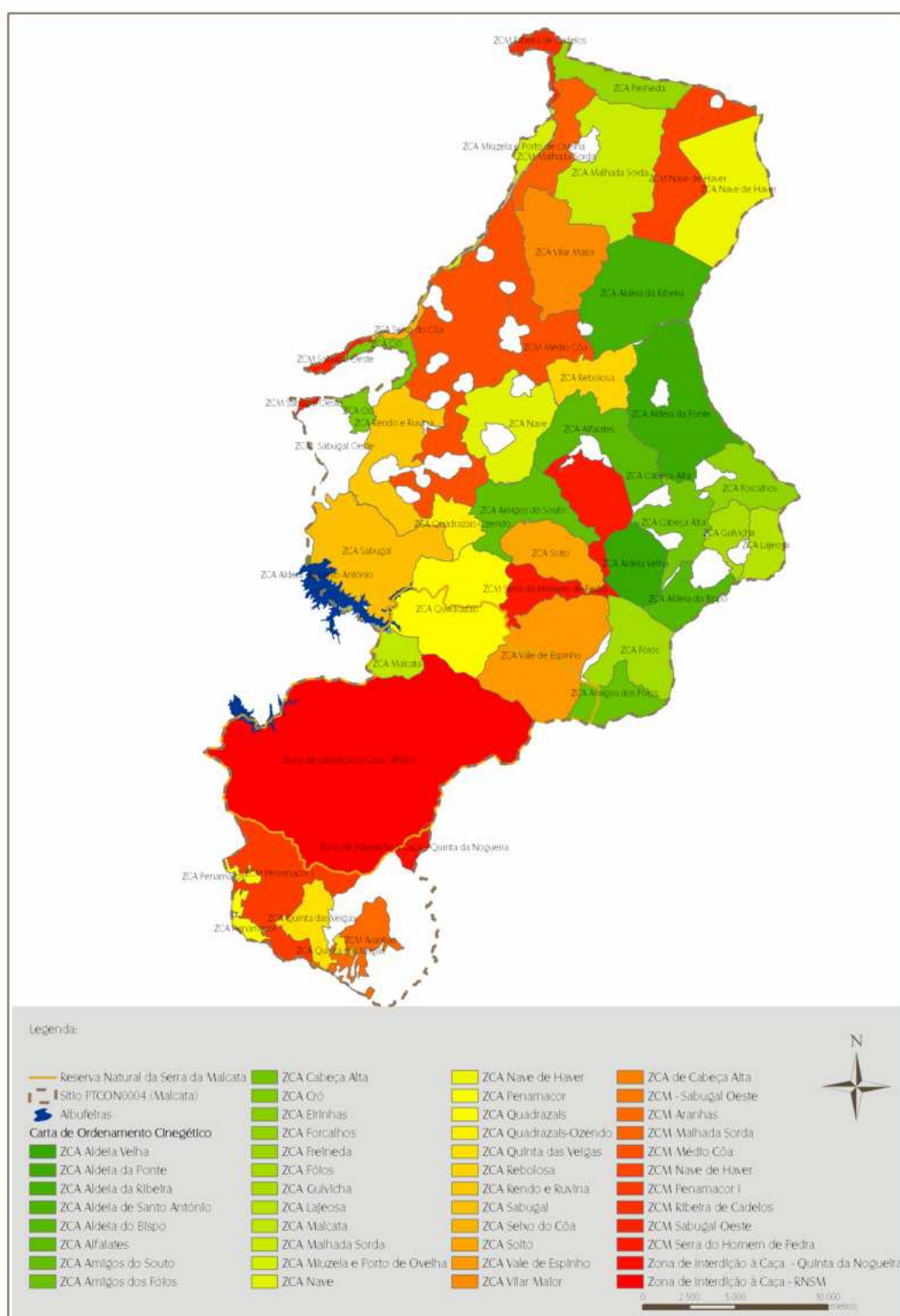


Figura 29 – Representação cartográfica do ordenamento cinegético das áreas classificadas dos concelhos de Penamacor, Sabugal e Almeida.

Prevenção a fogos florestais



Prevenção a fogos florestais

Na RNSM, as variações de altitude e latitude, a forma e orientação do relevo, bem como a exposição das encostas contribuem decisivamente para acentuar a existência duma diversidade de situações microclimáticas que se reflectem no coberto vegetal de cada área. No entanto, devido a uma secular intervenção humana (onde o uso do fogo e práticas agrícolas inadequadas não são alheias), a vegetação espontânea é apenas susceptível de ser encontrada junto de linhas de água e nas zonas menos acessíveis.

Entre as diversas formações vegetais que existem na RNSM há a salientar os seguintes biótopos de valor excepcional e relevante e que são prioritários em caso de intervenção em incêndios rurais:

Bosques de carvalho-negral

Áreas de floresta desenvolvida de carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) localizadas nos locais mais húmidos e sombrios das vertentes setentrionais do centro e norte da Malcata. Este biótopo é utilizado por carnívoros como o gato-bravo e o lince-ibérico e é fundamental para aves prioritárias como o falcão-abelheiro (*Pernis apivorus*), a águia-calçada (*Hieraetus pennatus*), a águia-cobreira (*Circus gallicus*) e o milhafre (*Milvus milvus*).

Matos de giesta

Matos arbustivos da região norte da Serra cuja associação vegetal é *Cytiso striati-Genistetum floridae cytisetosum* e cujas espécies mais representativas são *Cytisus striatus*, *C. multiflorus*, *Halimium alyssoides* e *H. ocymoides*. Trata-se de um biótopo que, pelas altas densidades de coelho que detém, possui relevante importância para o gato-bravo e para o lince-ibérico. Relativamente à avifauna, trata-se de um *habitat* importante para espécies prioritárias como o tartaranhão-caçador (*Circus pygargus*) e o tartaranhão-azulado (*Circus cyaneus*), sendo um meio particularmente rico em passeriformes.

Urzais com pastagens

Matos arbustivos da região centro e sul da Serra cujas principais associações são *Calluno-Uliceta* e *Cisto-Lavanduletea* e cujas espécies mais representativas são *Cystus ladanifer*, *Erica australis*, *E. umbellata*, *Chamaespartium tridentatum*, *Halimium alyssoides* e *H. ocymoides* intercaladas com áreas de pastagens. Biótopo gerido para ser optimizado para o lince-ibérico, apresenta uma combinação de áreas de densa vegetação, utilizadas para abrigo, com áreas mais abertas onde as presas são abundantes, particularmente o coelho-bravo. Para além destas áreas serem importantes para o coelho-bravo, são também áreas de nidificação do tartaranhão-caçador e são áreas de caça utilizadas por um elevado número de aves de rapina prioritárias.

Bosques dominados por azinheira e medronheiro

Áreas de bosque cujas principais associações são *Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifolia* e *Phillyreo-Arbutetum* e cujas espécies mais representativas são *Quercus rotundifolia* e *Arbutus unedo*. Este biótopo, que ocupa as zonas mais declivosas do centro e sul da RNSM, é utilizado para nidificação por aves prioritárias como a cegonha-negra (*Ciconia nigra*), o falcão-abelheiro, o abutre-preto, a águia-cobreira (*Circaetus gallicus*) e o bufo-real (*Bubo bubo*). Apresenta também uma elevada riqueza específica de répteis e é fundamental para a sobrevivência do gato-bravo.

Bosques ripícolas de caducifólias

Neste biótopo a associação dominante é *Scrophulario-Alnetum* e a composição específica é constituída por *Fraxinus angustifolia*, *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinera* e *S. salvifolia*. Assume uma importância particular para a herpetofauna e para quirópteros, de onde se destaca a presença da espécie prioritária morcego-rabudo (*Tadarida teniotis*). A lontra encontra-se particularmente dependente da manutenção da galeria ripícola dado que usa, preferencialmente, esta formação vegetal como local de reprodução.

Para além destes biótopos que surgem como **áreas prioritárias para a conservação da natureza, bem como prioritárias em intervenção em incêndios rurais**, existem outros resultantes da utilização agrícola e florestal da Serra da Malcata:

Plantações de resinosas

Este biótopo é composto por florestações de *Pinus pinaster*, *P. nigra* e *P. radiata* e manchas de *Pseudotsuga menziesii* nas cotas mais elevadas da bacia da ribeira da Meimoa.

Montados de Castanheiro

Áreas florestais do centro e norte da Malcata compostas por florestações de *Castanea sativa*.

Terrenos de uso agrícola

Surgem nas regiões periféricas da Reserva Natural, sendo caracterizadas por culturas arvenses, por vezes associadas a olivais ou soutos.

Eucaliptais

Áreas florestais do centro da Serra da Malcata compostas por *Eucalyptus globulus* cuja altura média dos indivíduos varia entre os 5 e os 20 m;

Caracterização das zonas de maior risco de incêndio na AP.

Como se pode verificar na “Carta de Prioridades de Intervenção em Incêndios Rurais”, grande parte da Reserva Natural da Serra da Malcata foi classificada como apresentando **Prioridade Máxima** (Figura 31)

Todavia, há a salientar duas situações particularmente críticas, concretamente:

Bacia do Rio Bazágueda

Localizada na zona sul desta AP, a bacia do rio Bazágueda apresenta um elevado valor biocenótico, devido às pequenas manchas de azinhal e medronhal encontradas nas vertentes mais declivosas, estando classificada como sujeita a Protecção Total pelo Plano de Ordenamento da RNSM. A sensibilidade ecológica confere a esta zona estatuto de máximo risco e máxima prioridade de intervenção. Este é incrementado pela topografia encontrada – grandes diferenças de cota que resultam em vertentes íngremes – que acentua a secura estival, a elevada inflamabilidade das formações arbustivas – de natureza mediterrânica – assim como a reduzida acessibilidade que dificulta grandemente o combate.

Plantações da Portucel

Durante o final da década de setenta foram plantados cerca de 2555,80 hectares de resinosas pela Portucel – Empresa de Celulose e papel de Portugal, S.G.P.S., S.A. – na bacia da ribeira da Meimoa e nas zonas de montante da bacia do Rio Bazágueda. Utilizaram-se, essencialmente, pinheiro-negro (*Pinus nigra*) e pseudotsuga (*Pseudotsuga menziesii*) nas cotas mais altas e pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) e eucalipto (*Eucalyptus globulus*) nas mais baixas. A continuidade desta mancha, aliada ao clima mediterrânico característico da região, bem como a acumulação de combustível que se tem verificado nos últimos anos – devido à ausência de acompanhamento silvícola (limpeza e desbaste) – levam a que a probabilidade de ocorrência e propagação de incêndios seja elevada nesta zona.

Antecedentes

No gráfico seguinte está representado o número de ocorrências ocorridas na última década e a respectiva área ardida. Desta análise pode-se verificar que a partir de 2000, a área ardida e o nº de ocorrências tem diminuído (Figura 30).

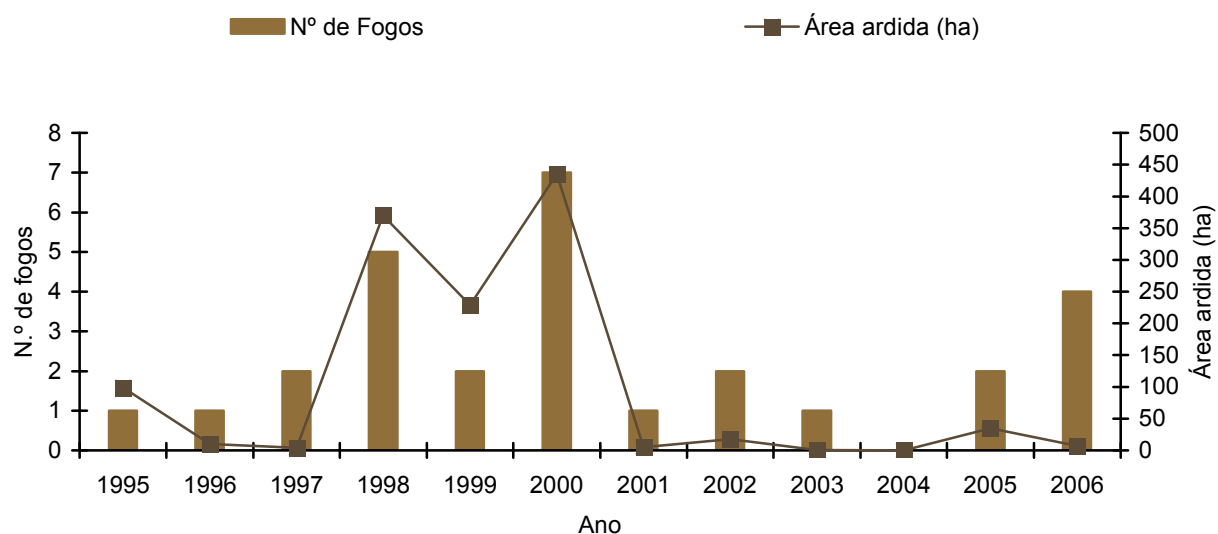


Figura 30 – Evolução do número de fogos e área ardida no período de 1995-2006.

No ano de 2003, ocorreu um único incêndio, localizado na periferia da AP, que teve origem accidental numa faúlha de uma máquina agrícola, não tendo havido qualquer ocorrência durante o ano de 2004. No início de 2005 verificou-se a ocorrência de dois focos de incêndio nas freguesias de Quadrazais e Vale de Espinho. Os incêndios ocorridos em 2006 tiveram origem em causas naturais (trovoada) e queimadas.

Tabela 12 – Distribuição mensal dos fogos ocorridos no período de 1999-2006.

Ano	Mês	Nº de Fogos	Área ardida (ha)
1999	Julho	1	49
	Agosto	1	180
2000	Setembro	7	435
2001	Setembro	1	5
2002	Agosto	2	5,5
	Setembro	1	12
2003	Agosto	1	0,4
2005	Março	2	35
2006	Março	1	1
	Agosto	3	6

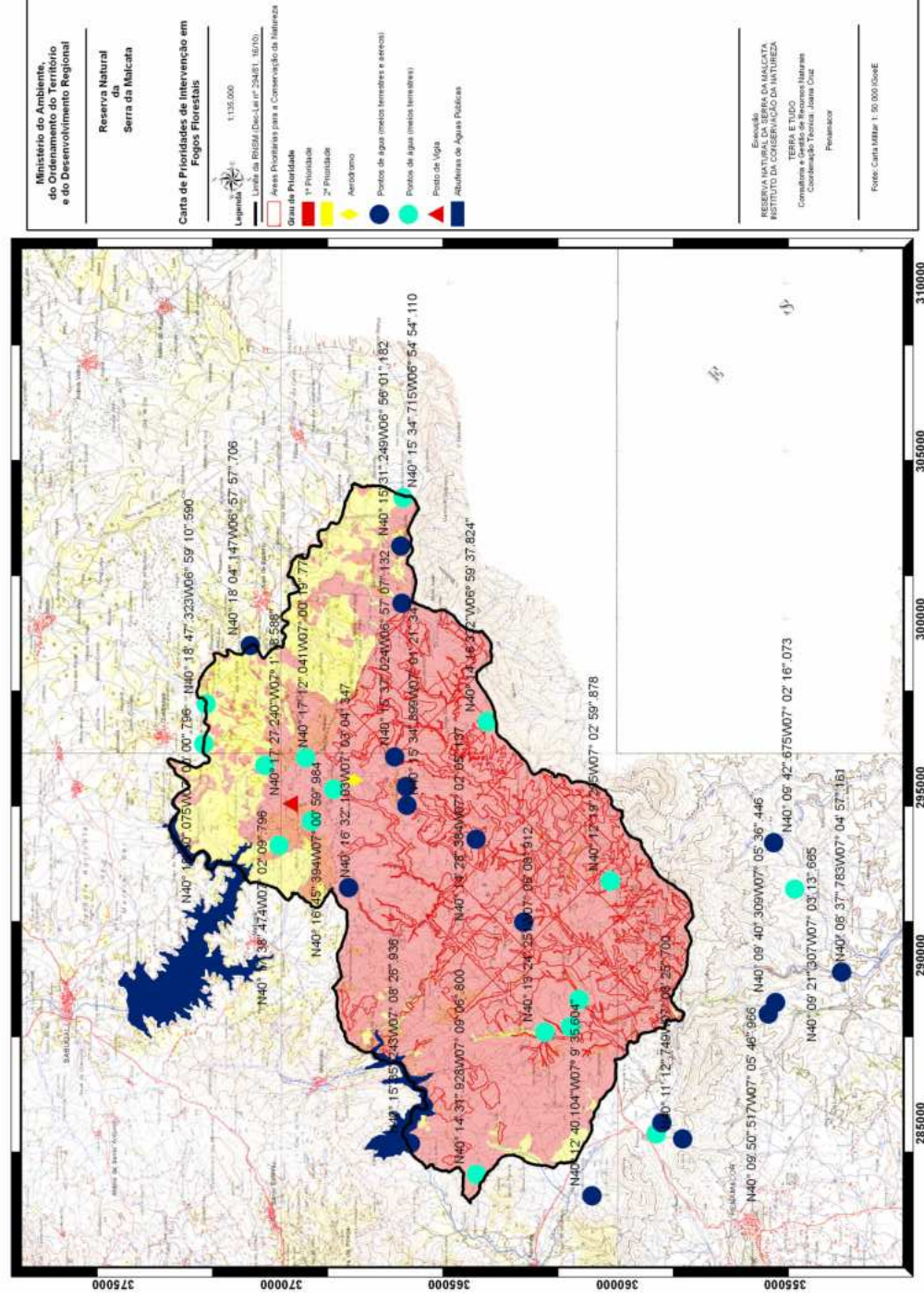


Figura 31 – Carta de Prioridades de Intervenção em Fogos Florestais na Reserva Natural da Serra da Malcata.

Material Didáctico



Plantas Aromáticas e Medicinais da Reserva Natural da Serra da Malcata

No âmbito da divulgação dos valores e recursos naturais existentes na Reserva Natural da Serra da Malcata, a TERRA E TUDO efectuou a produção fotográfica do guia de *Plantas Aromáticas e Medicinais da Reserva Natural da Serra da Malcata* (figura 32).

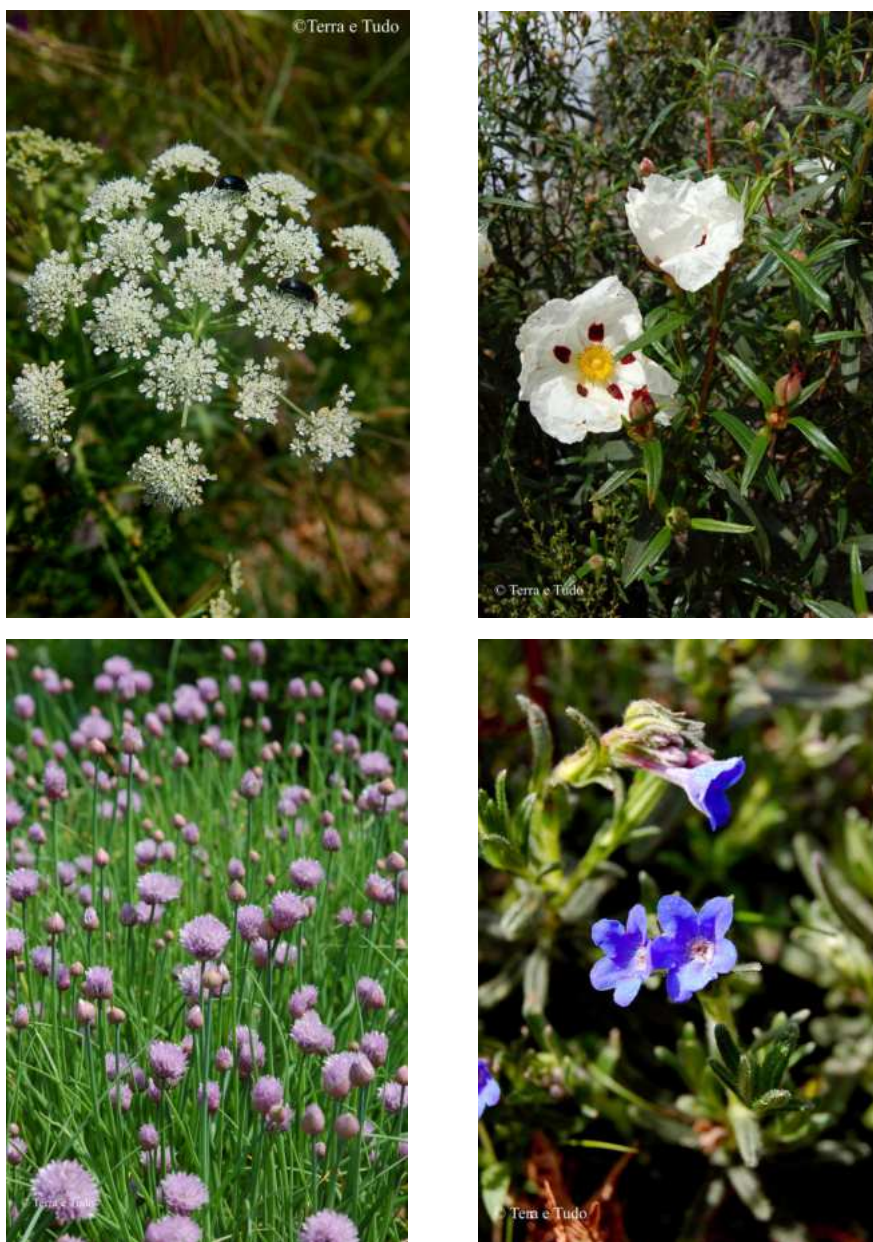


Figura 32 – Algumas das fotos que ilustraram o guia das *Plantas Aromáticas e Medicinais da Reserva Natural da Serra da Malcata* (*Achillea millefolium*, *Cistus ladanifer*, *Gomphrena globosa*, *Lithodora prostrata*).

Referências bibliográficas



- Allen, A. W. (1984). *Habitat suitability index models: eastern cottontail*. FWS/OBS 0197-6087. Washington, DC: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Division of Biological Sciences, Western Energy Land Use Team. 23 pp.
- Alves, P. C. (1994). *Estudo da reprodução e do estado de condição física de duas populações portuguesas de coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus* L.* Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Alves, P.C. & Ferreira, C. (2004). *Protocolo de Colaboração no âmbito do projecto "Revisão do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal". Linha de Acção 3) Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) em Portugal Continental*: 1-32. Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos CIBIO, ICETA - Universidade do Porto.
- Blanco J. C. y Villafuerte R. (1993) *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. ICONA. Informe inédito.
- Beltrán, J.F., Rice, J.E. & Honeycutt, R.L. (1996) Taxonomic status of the Iberian lynx. *Nature*, 379, 407-408.
- Bessa-Gomes, C. (2000). *Análise exploratória da viabilidade da população portuguesa de lince-ibérico, *Lynx pardinus**. ICN/DHE/ Life programme. Relatório interno.
- Bookhout, T. A. (1996). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. 5ª ed. The Wildlife Society, Bethesda, Md. 740pp.
- 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.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand De Almeida, N, Oliveira, M.E, Palmeirim, Jm, Queiroz, A.I., Rogado, L., & Santos-Reis, M. (2006). *Livro Vermelhos dos Vertebrados Terrestres de Portugal*, 2ª ed. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim.
- Carvalho, J. C. & Gomes, P. (2003). Habitat Suitability model for European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) with implications for restocking. *Game and wildlife Science*, Vol. 20 (4): 287-301
- Castro, L. (1992). *Ecologia e conservação do lince-ibérico (*Lynx pardinus*) na Serra da Malcata*. Rel. Est. Cien.. FCUL. Relatório interno.
- Ceia, H., Castro, L., Fernandes, M. & Abreu, P. (1998). *Lince-ibérico em Portugal. Bases para a sua conservação*. Relatório final do Projecto "Conservação do lince-ibérico". ICN/LIFE programme. Relatório interno.
- Clark, I. (1979). *Practical Geostatistics*. Applied Science Pubs Ltd, Londres, 129 pp.
- Delibes, M., Rodríguez, A & Ferreras, P. (2000). *Action Plan for the conservation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Europe*. WWF – Mediterranean program.
- DGF (2003). *Princípios de Boas Práticas Florestais*. Direcção-Geral das Florestas. Lisboa.
- Eira, C. (1999): *Contribuição para as acções de monitorização dos núcleos de lince-ibérico de Penha-Garcia e de Monfortinho-Idanha-a-Nova*. ICN/RNSM. Relatório interno.
- Ferreira, C. M. A. (2003). *Avaliação da eficácia da gestão do habitat em populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.
- Ferreras, P., Aldama, J.J., Beltrán, J.F. & Delibes, M. (1992). Rates and causes of mortality in a fragmentes population of Iberian lynx (*Felis pardina*). *Biological Conservation*, 61, 197-202.
- Ferreras, P., Beltrán, J.F., Aldama, J.J. & Delibes, M. (1997) Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*, Temminck, 1824). *Journal of Zoology*, 243, 163–189.
- Forys, A., & S. Humphery. 1997. Comparison of 2 methods to estimate density of an endangered lagomorph. *J. Wildl. Management* 61(1): 86-92.
- Framar (sem data). Caçadas ao javali.

- Guzman, J.N., García, F. & Garrote, G. (2002). *Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince-ibérico en España*. DGCN. MIMAM. Relatório interno.
- ICN (2003). *Proposta do Plano de Acção para o Lince-ibérico*. Instituto da Conservação da Natureza.
- Johnston, K., J.M. Ver Hoef, K. Krivoruchko, Lucas, N. (2001). *Using ArcGIS Geostatistical Analyst: ESRI ArcGIS Manual*.
- Letty, J., Marchandeu, S. & Clobert J. (1998). Étude expérimentale de différents facteurs affectant la réussite des repeuplements de lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). *Gibier Faune Sauvage*, Vol. 15: 453-464.
- Lopes, J. T. (1899). *Histórias de animais*. Jardim Zoológico de Lisboa.
- Mauvy B., Peroux R., Lartiges, A. et Sidaine, M. (1991). Repeuplements en lapins de garenne: résultats des essais effectués dans le nord du massif central: la survie et la dispersion des animaux lâchés. *Bull. Mens. Off. Natl. Chasse*, 158: 13-20.
- Moreno, S. & Villafuerte, R. (1995). Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73: 81-85.
- Moreno, S. & R. Villafuerte, R. (1995). Translocation rabbits (*Oryctolagus cuniculus*): the influence of habitat quality on survival rate and population growth. Proceedings of the XIth Lagomorph Workshop. *Gibier Faune Sauvage*, 14(3): 520-521.
- Nowell, C. & Jackson, P. (1996). *Wildcats. Status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland Switzerland.
- Oreja, J.A. (1998). Non-natural causes of mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain). *Miscelánea Zoológica*, 21(1): 31-35.
- Palma, L. (1977). Sobre distribuição, ecologia e conservação do lince-ibérico em Portugal. In *Actas I Reunion Iberoamer. Zool. Vert.*, 1977. La Rábida: 569-
- Palomares F., Delibes M., Revilla E., Calzada J. & Fedriani J.M. (2001). - Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in Southwestern Spain. *Wildlife Monographs*, 65(4): 1-36.
- Pires, A.E. & Fernandes, M. (2001). *Monitorização genética das populações de lince-ibérico*. 2º Relatório de progresso. ICN/DHE. Relatório interno
- Rodríguez, A & Delibes, M.(1990). *El lince ibérico (Lynx pardina) en España. Distribución y problemas de conservación*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.
- Rodríguez, A., Delibes, M. (2002). Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, 25: 314-328.
- Rodríguez, A., Delibes, M. (2003). Population fragmentation and extinction in the Iberian lynx. *Biol. Conserv.*, 109: 321-331
- Roque de Pinho (1959). *Caça em Portugal*.
- Sarmiento P. & Cruz J. (1998). *Ecologia e conservação do lince-ibérico e da comunidade de carnívoros da Serra da Malcata*. ICN/RNSM. Relatório interno.
- Sarmiento, P, Cruz, J., Tarroso, P. & Gonçalves, P. (2001). *Recuperação do habitat e presas do lince-ibérico na Serra da Malcata*. Project Life Habitats. 2º Relatório de Progresso. ICN/RNSM.
- Sarmiento, P, Cruz, J., Tarroso, P. & Gonçalves, P. (2003). *Recovery of habitats and preys of Lynx pardinus in Serra da Malcata*. Project Life Habitats. ICN/RNSM. Final report.
- 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.
- Serra, R. (2005). *Plano de conservação ex-situ para o lince-ibérico em Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Relatório Interno.
- Stinson, D.W. 2001. *Washington state recovery plan for the lynx*. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington. 78 pp.

Telleria, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raíces, Madrid.

UICN/SSC (1998). *Population viability analysis for the Iberian lynx*. Cabañeros, Espanha. Maio de 1998.

Villafuerte, R. (1994). *Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus* en el Parque Nacional de Doñana*. Tese de doutoramento. Universidade de Córdoba.

Wingle, W.L., & E. P. Poeter. 2001. Geostatistical analysis tutor. Colorado school of mines. Department of Geology and Geological Engineering. <http://uncert.mines.edu/tutor/home.shtml>. Data de consulta: Setembro de 2005.

Zar, J.H. (1996). *Biostatistical analysis*. 3ª edição. Prentice Hall, New Jersey. 662 pp.