



**Rui Guilherme da
Costa Morgado**

**Avaliação do impacto de métodos florestais e de
seca severa na população de coelho-bravo na Mata
Nacional de Quiaios**



**Rui Guilherme da
Costa Morgado**

**Avaliação do impacto de métodos florestais e de
seca severa na população de coelho-bravo na Mata
Nacional de Quiaios**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas, realizada sob a orientação científica do Dr. José Vítor de Sousa Vingada, Professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade do Minho e do Dr. Fernando Manuel Raposo Morgado, Professor auxiliar com agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

o júri

presidente

Prof. Doutor Fernando José Mendes Gonçalves
Professor associado com agregação da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor José Vítor de Sousa Vingada
Professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade do Minho

Prof. Doutor Fernando Manuel Raposo Morgado
Professor auxiliar com agregação da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor Pedro Alexandre Faria Fernandes Teixeira Gomes
Professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade do Minho

agradecimentos

A realização deste trabalho envolveu a participação de várias pessoas, às quais quero expressar o meu sincero agradecimento:

Ao Prof. Doutor José Vingada, pelo apoio e disponibilidade prestados, conhecimentos transmitidos bem como pelo auxílio fundamental no trabalho de campo.

Aos colaboradores do centro de recuperação da Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem pelo apoio, hospitalidade e simpatia prestados.

À minha família, em especial aos meus pais e irmão, pelo apoio e encorajamento constante e por serem uma fonte “energia positiva” sem a qual este trabalho teria sido muito mais complicado.

Aos meus amigos e a todas as pessoas que contribuíram, de alguma forma, para a realização deste trabalho.

resumo

O papel determinante na cadeia trófica, faz do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) uma espécie chave dos ecossistemas ibéricos onde constitui a principal presa de um vasto leque de predadores, alguns dos quais de elevado valor de conservação. Este factor confere uma relevância ainda maior ao acentuado declínio que esta espécie tem sofrido, na generalidade dos ecossistemas mediterrânicos, provocado pela perda e fragmentação do seu habitat, por doenças, predação e pressão cinegética excessiva. Neste trabalho efectuou-se o estudo e caracterização das dinâmicas populacionais de coelho-bravo na Mata Nacional de Quiaios, uma floresta costeira no centro de Portugal, incluída na rede Natura 2000. Pretendeu-se por um lado, estudar o impacto de métodos florestais, nomeadamente actividades de silvicultura preventiva contra o avanço de espécies vegetais invasoras, e, por outro, o impacto de um período de seca severa nas suas populações. Foram monitorizadas as populações de coelho-bravo duas vezes por ano, Verão e Inverno, nas várias zonas preestabelecidas. A primeira época estudada foi o Verão de 2002 e a última foi a de Inverno de 2008. A determinação da abundância do coelho-bravo foi feita através da contagem de latrinas por classes, ao longo de percursos predefinidos. Foram considerados os seguintes biótopos: (i) zona de matos densos; (ii) zona de matos com baixa densidade de acácia; (iii) zona de acacial; (iv) zona de limpeza mecânica de 2005; (v) zona de limpeza mecânica de 2006; (vi) zona de pinhal esparso; (vii) zona de pinhal denso; (viii) zona de duna. Os resultados obtidos confirmam os efeitos das limpezas mecânicas, sugerindo, no entanto, um impacto diferenciado consoante a metodologia aplicada. O método utilizado em 2005 foi mais agressivo e provocou uma taxa de mortalidade mais elevada, enquanto que, o de 2006, apenas originou o abandono do local. No que diz respeito ao efeito da seca, os resultados também apontam no sentido do seu impacto nas populações dado que foram observadas fortes diminuições coincidentes com o referido período. De salientar, ainda, que este impacto dependeu do habitat estudado, dado que, em alguns dos biótopos, como a duna e o acacial, não foram verificadas quebras na abundância. Este facto deveu-se, provavelmente, ao tipo de vegetação dominante nestes habitats, adaptada a ambientes secos, pelo que os períodos de seca não se devem reflectir de forma tão evidente na disponibilidade alimentar. Este trabalho mostrou como uma monitorização de coelho-bravo, utilizando metodologias simples e económicas, pode constituir um importante contributo para uma mais correcta gestão dos ecossistemas ibéricos.

abstract

The determinant role in trophic chain, makes wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a key species of Iberian ecosystems, being the main prey to a large number of predators, some of which of great conservation value. This factor confers a higher relevance to its marked decline observed on the majority of mediterranean ecosystems, caused by habitat loss and fragmentation, and diseases, predation and high hunting pressure. This work aimed to study and characterize the wild rabbit population dynamics in Quiaios National Forest, a coastal forest in the centre of Portugal included in a Natura 2000 network site. It was intended to study, in one hand, the impact of forest practices, such as activities of preventive forestry against the advance of invading species, and, in other hand, the impact of a severe drought on populations. Wild rabbit populations were monitored twice a year, Summer and Winter, in predefined areas. Summer 2002 was the first studied season and Winter 2008 was the last. The determination of wild rabbit abundances was carried on through latrine counts along the sampling transects. Several biotopes were defined: (i) dense scrublands; (ii) scrublands with low densities of *Acacia longifolia*; (iii) scrublands with high densities of *Acacia longifolia*; (iv) the 2005 intervention area; (v) the 2006 intervention area; (vi) sparse pine forest; (vii) dense pine forest; (viii) dune. The results confirm the effect of interventions suggesting, however, a differentiated impact depending on the applied methodology. The 2005 intervention was more aggressive provoking a higher mortality rate, while the 2006 intervention only cause the area abandonment. Concerning drought effects, results also point toward to an impact in populations given the strong reductions observed in its abundance, coincident to that period. However, it has to be referred that this impact showed to depend on the biotope, because in some of them, like dune and scrublands with high densities of *Acacia longifolia*, decreases in species abundance wasn't detected. This fact is, probably, related with the dominant vegetation type of those areas, adapted to dry environments, with lower effects on the rabbit's food availability. This work showed a how a wild rabbit monitorization, using simple and economical methodologies, can provide reliable and comparable results that may constitute an important contribute to a sustainable management of Iberian forest areas.

ÍNDICE

Introdução e objectivos	1
Materiais e métodos.....	8
Área de estudo	8
Espécie estudada	11
Coelho-bravo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	11
Sistemática, origem e distribuição.....	11
Habitat	11
Alimentação	12
Reprodução	12
Mortalidade	13
Actividade e Comportamento Social	14
Métodos de amostragem	15
Definição da área de estudo	15
Determinação da abundância de coelho-bravo	15
Tratamento de dados	16
Resultados.....	18
Efeito das limpezas mecânicas	18
Efeito da seca	24
Discussão	30
Bibliografia.....	35
Anexo I	44
Anexo II	59

INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS

A gestão florestal atravessa, actualmente, um período de reflexão e discussão, estando em curso importantes mudanças de actuação (Thomas, 1994). O novo paradigma da gestão florestal é, actualmente, mais orientado para a sustentabilidade dos ecossistemas e não apenas a rentabilidade da produção florestal (Bengtsson *et al.*, 2000; Bodin e Wiman, 2007). Este novo conceito visa fazer o balanço entre os valores sociais, económicos e ambientais associados aos recursos florestais (Varma *et al.*, 2007) de modo a tentar inverter, ou pelo menos abrandar, as consequências da má gestão florestal que tem sido feita até então, que resultaram na perda e simplificação das florestas, diminuição e isolamento de áreas florestais, desregulação no regime de fogos naturais, invasão de espécies exóticas, entre outras, todas elas com impactos negativos na biodiversidade nativa (Noss, 1999; Lindenmayer *et al.*, 2006; Vavra *et al.*, 2007). Como habitualmente sucede, estas mudanças têm inicialmente problemas de aceitação, ocorrendo com frequência o conflito de interesses entre os que defendem uma gestão florestal com vista ao incremento da rentabilidade económica e os que têm como objectivo primário a conservação da biodiversidade (Lindenmayer, 1999; Bengtsson *et al.*, 2000; Kramer *et al.*, 2006). No entanto, a pressão do mercado no sentido de uma gestão florestal sustentável rapidamente convenceu os seus gestores da necessidade de prestar atenção à preservação da diversidade específica (Bengtsson *et al.*, 2000).

A gestão sustentável das florestas assenta sobretudo em estudos de monitorização da sua biodiversidade. Estes estudos avaliam o estado de conservação da floresta fazendo a comparação com outras, pelo que, neste processo devem, ser uniformizados os critérios de gestão em larga escala de modo a utilizar métodos idênticos e mensuráveis de avaliação (Noss, 1999; Lindenmayer *et al.*, 2002; Lundström-Gilliérion & Schlaepfer, 2003). A eficácia da monitorização da biodiversidade implica uma definição clara dos objectivos de gestão de modo a enquadrar as vertentes envolvidas. Deste modo, pode-se levar a cabo uma gestão adaptativa em que os métodos aplicados são testados e ajustados com base na

informação obtida nas sucessivas monitorizações (Lindenmayer, 1999; Noss, 1999; Lindenmayer *et al.*, 2002). Porém, os estudos da biodiversidade de ecossistemas são normalmente difíceis de efectuar, especialmente em larga-escala, dado que a extensão da área de estudo e o elevado número de espécies que os constituem fazem com sejam demasiado longos e exijam uma grande capacidade de mobilização de recursos logísticos, humanos e financeiros (Landres *et al.*, 1988; Lindenmayer, 1999; Pearman e Weber, 2007).

Neste sentido, tem vindo a ser sugerido que se possam usar espécies indicadoras (Hanley, 1996; Noss, 1999; Kavanagh e Stanton, 2005). Segundo Landres *et al.* (1988), espécies indicadoras são organismos cujas características (ex. presença ou ausência, densidade populacional, dispersão, sucesso reprodutor) são usadas como um índice de atributos difíceis, inconvenientes ou caros de medir noutras espécies ou condições ambientais de interesse. O conceito de organismos vivos utilizados como indicadores das condições ambientais já é bastante comum no estudo e monitorização de compostos poluentes (Hanley, 1996). Considerando a sua utilidade, importa definir os requisitos que fazem com que uma espécie seja adequada para ser proposta como espécie indicadora da gestão de uma área florestal. É importante que esta tenha uma biologia e ecologia bem conhecida, seja sensível ao regime de gestão aplicado e fácil de monitorizar (Hanley, 1996; Kavanagh e Stanton, 2005). Os restantes requisitos dependem do objectivo da monitorização, sendo normalmente consideradas como potenciais espécies alvo de estudo as que sejam ecológica, económica ou socialmente importantes (Noss, 1999). Encontram-se incluídas neste grupo, (i) espécies que requerem grandes áreas para manterem populações viáveis, (ii) espécies com capacidade limitada de deslocação para outros ecossistemas, (iii) espécies que necessitam de recursos que são frequentemente escassos, (iv) espécies sensíveis às características espaciais ou ao *timing* de alguns processos ecológicos, (v) espécies chave dos ecossistemas, (vi) espécies endémicas com uma área geográfica muito restrita ou ainda (vii) espécies importantes para as pessoas por algum motivo (alimentação, estético, etc.) não sendo consideradas apenas como um conceito abstracto de biodiversidade (Hanley, 1996; Noss, 1999). Deste modo, cada situação deve ser analisada independentemente dado que uma espécie indicadora de um determinado local, não é necessariamente boa indicadora noutra situação (Hanley, 1996).

Já foram efectuados estudos envolvendo várias espécies de vários grupos taxonómicos. Kavanagh e Stanton (2005), num estudo em Nova Gales do Sul (Austrália), estudaram as espécies mais sensíveis ao corte, bem como o grau de associação entre espécies, com o objectivo de listar as que têm potencial valor como indicadores directas de alterações nos ecossistemas. Butterfield *et al.* (1995) sugeriram que os escaravelhos Carabídeos podem ser usados para estudar a resposta das comunidades de invertebrados a práticas florestais inadequadas, nomeadamente a florestação de habitats abertos. No caso das aves, Drever *et al.* (2008), por exemplo, propuseram o pica-pau (família Picidae) como sendo um bom indicador da riqueza ornitológica de uma floresta. Também os ungulados são um grupo frequentemente apontado como possível indicador da sustentabilidade da gestão florestal. Hanley (1996) propõe a utilização do veado e dá exemplo de situações em que várias espécies de veado podem funcionar como um indicador do estado de conservação da biodiversidade sendo muito úteis na elaboração de planos de gestão. Raedeke e Lehmkuhl (1986, *in* Lundström-Gilliérion e Schlaepfer, 2003), por sua vez, usaram as populações de alce para avaliar a gestão florestal. Os pequenos mamíferos, como Murídeos ou Microtídeos, também parecem ter potencial como indicadores da sustentabilidade das medidas de gestão de uma floresta (Pearce e Venier, 2005). Alguns lagomorfos já foram utilizados como espécies indicadoras. Mankin e Warner (1999) usaram o índice de abundância relativa de *Sylvilagus floridanus* para avaliar os padrões regionais de uso do solo. Do mesmo modo, Lundström-Gilliérion e Schlaepfer (2003) propuseram a monitorização da lebre (*Lepus europaeus*) para medir a intensificação agrícola e a extensão da urbanização nas zonas rurais da Europa Ocidental. Nos ecossistemas ibéricos, também o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) é uma espécie que deve suscitar uma atenção especial.

São vários os factores que contribuem para o potencial do coelho-bravo como indicador da gestão dos ecossistemas. De facto, a espécie parece possuir grande parte das características de uma espécie indicadora como: biologia e ecologia bem estudadas, facilidade de monitorização, distribuição por uma grande variedade de habitats, desempenhar um papel fulcral no funcionamento dos ecossistemas terrestres ibéricos e ainda ser uma espécie de grande importância económica e social (Thompson e King, 1994).

A sua importância ecológica advém de ser considerado uma espécie chave dos ecossistemas mediterrânicos, o que se deve, em grande parte, ao facto de constituir uma das presas mais consumidas, suportando quase 40 espécies de predadores vertebrados, alguns dos quais de elevado valor de conservação como o lince-ibérico (*Lynx pardina*) e a águia-imperial (*Aquila adalberti*) (Delibes e Hiraldo, 1981). A importância do coelho-bravo como elo da cadeia trófica não se esgota nas populações dos seus predadores, mas igualmente ao nível das presas alternativas, sendo estas beneficiadas pela sua grande abundância, diminuindo-lhes a pressão de predação (Ferreira, 2003; Delibes-Mateos *et al.*, 2007). Exerce, ainda, uma grande influência nas outras espécies através do consumo selectivo de vegetação, dispersão de sementes, formação de latrinas com o conseqüente enriquecimento do solo e escavação de tocas na medida em que são factores modificadores dos seus habitats (Soriguer, 1983; Dellafiore *et al.*, 2006; Delibes-Mateos *et al.*, 2007). É, ainda, uma espécie de elevado valor económico e social. Dada a sua abundância, foi, desde sempre, um importante recurso alimentar para o Homem, que aproveitou, também, a sua pele. Actualmente, a caça do coelho-bravo constitui um desporto de grande popularidade e rentabilidade, sendo de especial importância para a economia das zonas rurais, dado tratar-se da espécie de caça menor mais procurada em Portugal (Borges, 2004). A caça trata-se de um recurso renovável inegavelmente importante e uma das mais recomendadas formas de exploração dos ecossistemas mediterrânicos, sendo o turismo cinegético um sector em expansão nas últimas décadas (Angulo, 2003).

As populações de coelho-bravo têm vindo, nas últimas décadas, a sofrer um acentuado declínio na Península Ibérica sendo actualmente classificada com o estatuto de “Quase ameaçada” (Cabral *et al.*, 2005; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Vários factores contribuíram para que uma espécie tão prolífica esteja, actualmente, nesta situação. Uma das principais causas é a progressiva perda ou fragmentação do seu habitat e conseqüente falta de locais de refúgio e alimentação de qualidade. Dado que a qualidade do alimento é um dos principais factores reguladores da reprodução, a ausência de locais de alimentação adequados tem um impacto muito negativo na taxa de crescimento das populações (Moreno e Villafuerte, 1995; Villafuerte, 2002; Carvalho e Gomes, 2003; Paula, 2007). Por outro lado, assume-se também, o

aumento da mortalidade devido a 3 factores: as doenças (Calvete *et al.*, 2002; Fouchet *et al.*, 2006), a predação (Villafuerte, 1994; Villafuerte e Moreno, 1997) e a pressão cinegética (Angulo, 2003; Angulo e Villafuerte, 2003; Calvete *et al.*, 2005). Alguns autores defendem que é mais provável que a predação esteja a impedir a recuperação das populações do que tenha sido a causadora do declínio dado que o coelho-bravo sempre teve um grande número de predadores, sem que isso pusesse em causa a viabilidade das populações (Angulo, 2003). A crescente pressão cinegética a que a espécie tem sido submetida aliada a métodos de gestão cinegética errados, que na maioria das vezes não se baseiam em conhecimento científico, pode ser um importante factor causador do declínio das populações (Angulo e Villafuerte, 2003; Calvete *et al.*, 2005). Adicionalmente, importa acrescentar a influência que o clima exerce nas populações de coelho-bravo. Factores como a temperatura ou a precipitação podem condicionar fortemente as populações desta espécie. Esta influência ocorre a diversos níveis. O clima é um elemento regulador da produção vegetal pelo que, qualquer fenómeno climático que diminua a disponibilidade e qualidade de alimento tem, obrigatoriamente, repercussões nas populações (Scalan *et al.*, 2006). Já foi observado em diversos estudos que em períodos de seca severa, as populações de coelho-bravo sofrem um acentuado declínio (Scalan *et al.*, 2006). Várias causas podem ser avançadas. A qualidade do alimento é um dos factores determinantes da intensidade e duração da sua época reprodutiva (Villafuerte e Jordan, 1991). Desta forma, em épocas de condições desfavoráveis, as fêmeas não estão receptivas a acasalar e ocorre uma quebra na reprodução (Villafuerte, 2002). Outro problema que este factor acarreta para a reprodução é o facto de provocar problemas de balanço hídrico e termorregulação nas fêmeas lactantes (Cooke, 1977 *in* Scalan *et al.*, 2006). Para além da diminuição na reprodução, verifica-se ainda um forte aumento na mortalidade. A seca vai originar a depleção de alimento nas imediações das tocas, onde preferencialmente se alimentam, obrigando-o a afastar-se mais do que o habitual. Este afastamento implica um maior risco de predação (Rueda *et al.*, *in press*). Porém, a seca não é o único fenómeno climático extremo que causa grande impacto nas populações de coelho-bravo. Palomares (2003) estudou o impacto de períodos de chuvas fortes e concluiu que este é bastante significativo, podendo originar grandes flutuações na densidade das populações. As principais causas são: a inundação e desmoronamento das tocas e o bloqueio das suas entradas.

Para levar a cabo uma correcta gestão das populações de coelho-bravo é necessário, em primeiro lugar, resolver os factores limitantes, fazendo a gestão do seu habitat, avaliando a necessidade de controlo dos predadores, das doenças, redução da caça e em último caso, fazer a reintrodução de efectivos na população (Angulo, 2003; Ferreira, 2003; Paula, 2007; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Alguns destes métodos implicam a obtenção de informação detalhada acerca de factores importantes como o efeito das doenças em relação à densidade populacional, a recuperação das populações ou a persistência das doenças de um ano para o outro o que torna complexa a utilização destes métodos (Calvete *et al.*, 1997; Angulo, 2003). Assim, as medidas de gestão do habitat constituem um dos métodos mais eficientes tendo como objectivo aumentar a sua qualidade de modo a otimizar a sua capacidade de suporte. São disso exemplo, a abertura de zonas de mato denso através de queimadas controladas, a criação de zonas de alimentação de qualidade, ou a criação de zonas de refúgio (Moreno e Villafuerte, 1995; Calvete *et al.*, 2004; Lombardi *et al.*, 2007; Paula, 2007; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Para que o coelho-bravo possa desempenhar o seu papel crucial no funcionamento dos ecossistemas ibéricos e seja, simultaneamente, um recurso cinegético de qualidade, é necessário que as suas populações sejam viáveis, com abundâncias elevadas e crescimento natural positivo (Angulo, 2003). É imperioso efectuar o acompanhamento das densidades populacionais através de monitorizações periódicas que permitam a detecção atempada de qualquer oscilação nas populações, bem como o apuramento das suas causas, e possibilitem a aplicação de medidas em tempo útil (Delibes-Mateos *et al.*, 2008; Paula, 2007).

Procurando enquadrar estas questões em áreas florestais da Rede Natura 2000, definiram-se como objectivos gerais deste trabalho a temática da avaliação da sustentabilidade da gestão da biodiversidade florestal associada a períodos prolongados de seca. Esta avaliação foi efectuada através da análise do impacto dos métodos de controlo de uma espécie vegetal invasora (*Acacia longifolia*) sobre uma espécie animal chave dos ecossistemas ibéricos, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), em conjunto com a análise de dados climatológicos. Deste modo, espera-se obter informação que permita adequar os métodos florestais a uma melhor gestão dos ecossistemas e assim minimizar os seus efeitos na biodiversidade. As hipóteses às quais se pretendeu responder foram as seguintes: i) que mudanças foram

provocadas nas populações de coelho com a intervenção mecânica?; ii) que novas condições se manifestaram nos locais de amostragem após a intervenção?; iii) as populações de coelho-bravo manifestaram recuperação após a intervenção mecânica?; iv) quanto tempo parece ser necessário para as populações de coelho-bravo recuperarem?

Em face destas hipóteses, os objectivos específicos foram os seguintes:

1. Determinar a abundância do coelho-bravo através do método de contagem de latrinas por classes
2. Avaliar as preferências de habitat das suas populações
3. Estudar as variações sazonais de abundância da espécie
4. Avaliar a relação entre as metodologias de controlo florestal de espécies vegetais invasoras e diminuição de biomassa combustível com as flutuações das abundâncias do coelho-bravo
5. Avaliar o impacto de um período de seca severa nas populações de coelho-bravo
6. Analisar a estrutura das comunidades do coelho-bravo estudando as eventuais associações de áreas e épocas que caracterizam os habitats preferenciais desta espécie

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Mata Nacional de Quiaios (Figura 1) é uma floresta costeira, com cerca de 6 100 ha, situada na Região Centro de Portugal, distrito de Coimbra, a Norte do cabo Mondego que está incluída no sítio Natura 2000 “Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas” (PTCON055). Este sítio compreende uma área de 22 511 ha e é limitado a Sul pela Serra da Boa Viagem, a Norte pela Mata Nacional de Vagos, a Oeste pelo Oceano Atlântico e a Este por uma zona agrícola denominada Gândara onde se incluem duas lagoas, a lagoa da Vela e a lagoa das Braças. Estas são abastecidas essencialmente pelo lençol freático e, durante o Inverno, ficam temporariamente ligadas ao Rio Mondego e ao Oceano Atlântico (Vingada *et al.*, 2000). A Mata Nacional de Quiaios situa-se no limite sul do Sítio tendo como limite norte o Perímetro Florestal das Dunas de Cantanhede. Ainda no que diz respeito ao ordenamento, 80% da Mata Nacional de Quiaios está classificada como zona de refúgio cinegético, sendo o maior do seu tipo gerido pela Direcção-Geral dos Recursos Florestais. De acordo com a Directiva Habitat (93/43/EEC), é uma zona localizada na Região Biogeográfica Mediterrânea e inclui 20 importantes habitats que suportam um grande número de espécies classificadas (Eira *et al.*, 1995). A área caracteriza-se por substrato arenoso e superfície ondulada, variando a sua altitude entre o nível do mar e os 64 metros. De acordo com Albuquerque (1954, *in* Petronilho e Dias, 2005), esta região apresenta um clima húmido mediterrânico com chuva regular e abundante. A importância sócio-económica para as populações locais advém da protecção que proporciona aos campos agrícolas, da manutenção do lençol freático e do fornecimento de recursos naturais (madeira, caça, cogumelos, pesca, etc.). No que diz respeito à sua paisagem, a Mata Nacional de Quiaios é constituída por três unidades diferentes: duna, matos e pinhal (Alves *et al.*, 2006). O campo dunar inclui dunas frontais (activas e instáveis) e um campo de dunas mais antigas, bem conservadas e consolidadas. As depressões húmidas inter-dunares são características em todo o campo de dunas, estando a sua origem, por um lado relacionada com a proximidade do lençol freático e por outro com uma certa impermeabilidade de solo, o que possibilita a acumulação de águas

provenientes da precipitação. A tipologia das dunas, a especificidade dos espaços inter-dunares, a pujança das dunas primárias e a excelência das dunas longitudinais, associada ao bom estado de conservação da maioria das zonas, conferem-lhe, no contexto europeu, a primazia quer em termos de desenvolvimento espacial quer em termos de unidade sedimentar e ecológica (Vingada *et al.* 2000). A zona de matos possui uma grande diversidade arbustos como: camarinheira (*Corema album*), giestas (*Citysus* spp.), urzes (*Erica* spp.) e tojos (*Ulex* spp.). O pinhal é principalmente composto por *Pinus pinaster* e *Pinus pinea*, apresentando ainda em alguns locais Samouco (*Myrica faya*), medronheiro (*Arbutus unedo*) e diversas espécies invasoras de acácias (*Acacia* spp.) (Alves *et al.*, 2006 ; Vingada *et al.*, 2000). O território foi dividido através da abertura de corta-fogos com orientações perpendiculares, em talhões rectangulares de 800 por 400 metros.

Na Mata Nacional de Quiaios tem-se intensificado, nos últimos anos, a proliferação de algumas espécies invasoras, em especial *Acacia longifolia*. Esta espécie é caracterizada por ter crescimento rápido, grande produção de sementes, apresentar adaptações a condições de maior salinidade e ventos marítimos, capacidade de fixar azoto podendo modificar os solos e pelo facto de a sua germinação ser estimulada pelo fogo (Richardson e Kluge, 2008; Marchante *et al.*, in press). A invasão dos ecossistemas naturais por espécies exóticas é amplamente considerada como uma ameaça à biodiversidade nativa (Samways *et al.*, 1996; Vavra *et al.*, 2007). Neste sentido, têm sido levadas a cabo pelas autoridades florestais, actividades de silvicultura preventiva contra o avanço de invasoras e diminuição do risco de fogos florestais. A primeira campanha de limpeza decorreu após o Verão de 2005 e a segunda após o Verão de 2006. Ocorreram em faixas paralelas de 4 metros de limpeza manual e 2 metros de limpeza mecânica. Nas faixas de limpeza manual eram cortadas, com moto-serras, todas as acácias e árvores de pequenas dimensões, sendo esse arvoredo transportado para as faixas de limpeza mecânica para ser, posteriormente, destroçado com a passagem da máquina destroçadora a martelos. Entre o corte manual e o destroçamento foi aguardado um mês de forma a deixar secar o material cortado. A diferença entre as duas campanhas residiu no facto de, na segunda, ter sido dada autorização para a remoção manual dos troncos de maiores dimensões para uso doméstico, por parte das populações locais. Desta forma, como o material a destroçar era de menores dimensões, a máquina apenas precisou de uma passagem em cada faixa de limpeza mecânica ao passo que na primeira, devido ao

tamanho de alguns troncos, foram necessárias várias passagens para completar o destroçamento.

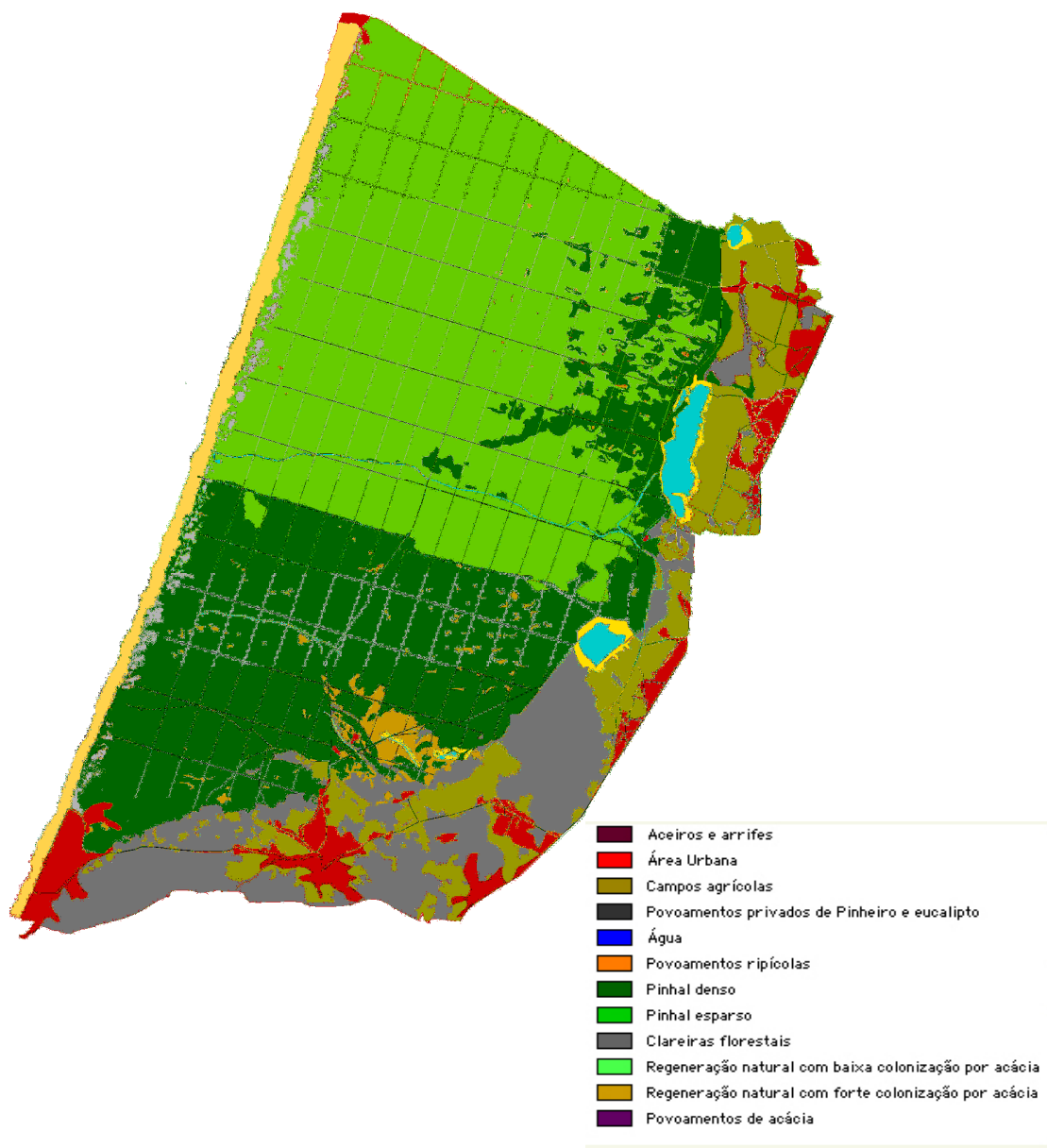


Figura 1 – Mata Nacional de Quiaios

Espécie estudada

Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*)

Sistemática, origem e distribuição

O coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) é um pequeno mamífero pertencente à Ordem Lagomorpha e Família Leporidae. Teve origem na Península Ibérica a partir da espécie *O. laynensis*, expandindo gradualmente a sua área de distribuição de modo que, na actualidade, se encontra globalmente distribuído (Angulo, 2003). A sua expansão deveu-se à sua grande capacidade de adaptação a habitats distintos e ao facto de ser uma espécie fácil de transportar pelo Homem, que a introduziu por todo o Mundo (Flux, 1994). Durante as glaciações do Quaternário sofreu uma redução da área de distribuição tendo-se refugiado em dois núcleos: um no Nordeste da Península Ibérica e Sul de França e outro no Sul da Península Ibérica. Esta separação deu origem à diferenciação em 2 subespécies: *Oryctolagus cuniculus cuniculus* e *Oryctolagus cuniculus algirus*, respectivamente, (Angulo, 2003) e assenta essencialmente no tamanho e características reprodutivas (Villafuerte e Jordan, 1991). O *O. c. cuniculus* expandiu-se de maneira natural para o resto da Europa e foi transportada pelo Homem para o resto do Mundo. Por sua vez, a subespécie *O. c. algirus* estendeu-se pelo sudoeste da Península Ibérica, Açores e Madeira e, ao contrário da outra subespécie que foi muito mais manipulada, mantém uma alta diversidade.

Habitat

Apesar de se adaptar facilmente a uma ampla variedade de habitats, é mais abundante nos matos mediterrânicos, principalmente em locais onde predomina o mosaico paisagístico como, por exemplo, zonas em que culturas e matos se encontram adjacentes (Martins e Borralho, 1998; Ferreira, 2003; Lombardi *et al.*, 2007).

No que respeita ao tipo de solo, as suas densidades são, habitualmente, baixas em zonas cujo solo não permita escavar e formar as tocas (Calvete *et al.*, 2004). Outros factores como a altitude, temperatura, precipitação, predação e a pressão cinegética também condicionam a sua distribuição (Villafuerte, 2002; Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

O coelho faz uso do habitat de forma variável ao longo do dia em função dos predadores existentes, da hora e das características da vegetação (Villafuerte, 1994; Moreno *et al.*, 1996; Villafuerte e Moreno 1997). Desloca-se num domínio vital que pode variar entre 0.4 a 2 hectares e dependendo da densidade e da disponibilidade de alimento, desloca-se de 150 a 400 metros ao redor da sua toca.

Alimentação

É uma espécie estritamente herbívora tendo, no entanto, um comportamento selectivo e oportunista, pelo que, pode apresentar estratégias alimentares distintas consoante a disponibilidade, estado de desenvolvimento e valor nutricional das plantas (Alves *et al.*, 2006). Apresenta uma dieta diversa e elevada plasticidade alimentar, que abrange desde plantas herbáceas a plantas lenhosas sendo, no entanto, constituída em cerca de 70% por gramíneas (Ferreira, 2003; Alves, 2004; Alves *et al.*, 2006). Possui, ainda, a capacidade de atingir as suas necessidades alimentares com dietas pouco ricas alimentando-se principalmente de raízes e caules ricos em fibras celulósicas cuja digestão é facilitada por adaptações morfológicas e pelo processo de coprofagia (Hirakawa, 2002; Rueda *et al.*, in press).

Reprodução

É uma espécie muito prolífica. A sua alta produtividade deve-se ao facto de alcançar a maturidade sexual logo aos quatro meses, a fêmea ser receptiva durante todo o ano, poder ter um período de cio após o parto e produzir ninhadas numerosas. (Soriguer, 1981; Villafuerte, 1994; Angulo, 2003). Os machos têm como factores reguladores do seu período reprodutivo o fotoperíodo, enquanto que nas fêmeas a disponibilidade de

alimento, mais concretamente o seu conteúdo proteico, é o principal factor envolvido, revelando o carácter oportunista da espécie em ecossistemas mediterrânicos (Villafuerte e Jordan, 1991). Dado que, na Península Ibérica, o fotoperíodo não é um factor limitante, o que determina o início, o final e a intensidade da reprodução é a qualidade e abundância de alimento e, por conseguinte, a sazonalidade do regime pluviométrico e de temperatura (Villafuerte, 2002). Deste modo, na Península Ibérica a época reprodutiva começa logo após o início das primeiras chuvas Outonais e estende-se até Junho, ainda que se concentre principalmente entre Fevereiro e Maio (Delibes e Calderón, 1979; Villafuerte, 1994; Alves, 2004). A estratégia reprodutiva do coelho-bravo é do tipo “r” e o período de gestação tem entre 28-30 dias podendo as fêmeas ter 3 a 5 partos por ano, resultando de cada um deles 3 a 6 crias (Villafuerte, 1994). Já foi mencionada existência de diferenças entre as duas subespécies relativamente às características reprodutoras. Estas incluem, entre outras, menor peso das gónadas e produção diária de espermatozóides por parte de *O. c. algirus* que resultam no menor tamanho médio de ninhada relativamente ao *O. c. cuniculus* (Villafuerte e Jordan, 1991).

Mortalidade

A esperança média de vida da espécie é de 3 anos sendo a sua elevada produtividade compensada por uma alta mortalidade (Angulo, 2003). A taxa de sobrevivência também varia de acordo com o sexo, sendo, a dos machos, geralmente, inferior à das fêmeas (Villafuerte, 1994). A espécie apresenta uma curva de sobrevivência côncava (tipo III) com uma mortalidade muito alta durante a fase jovem que diminui posteriormente estabilizando em valores mais baixos (Villafuerte, 1994). A sobrevivência do coelho-bravo está dependente de vários factores sendo os principais: a predação, as doenças e a caça. Nos ecossistemas ibéricos a predação é um dos principais factores da mortalidade (Villafuerte e Jordan, 1991). Poucas espécies são capazes de apresentar densidades tão elevadas com um tão grande número de predadores (Angulo, 2003). Outro importante factor de mortalidade do coelho-bravo prende-se com as várias doenças de que é alvo, especialmente desde a segunda metade do século passado (Villafuerte e Jordan, 1991). As doenças que mais afectaram as populações do coelho-bravo foram a Mixomatose e a Doença Hemorrágica Virica (Viral Haemorrhagic Disease – VHD). A Mixomatose teve origem

na América do Sul, no coelho americano (Género *Sylvilagus*), a quem apenas provoca tumores benignos (Fenner e Ross, 1994). No coelho-bravo, no entanto, o vírus produz uma infecção generalizada e reacções de inflamação geralmente mortais (Fenner e Ross, 1994). A epidemia tem a capacidade de se dispersar rapidamente devido aos seus vectores de transmissão, a pulga e o mosquito, que actuam de forma conjunta, no Verão e no Inverno, respectivamente (Blanco *et al.*, 1993). A elevada taxa de reprodução do coelho, permitiu gerar uma resposta imune e hereditária pelo que vai sendo feita uma selecção dos coelhos mais resistentes ao vírus (Fouchet *et al.*, 2006). A doença hemorrágica viral foi detectada pela primeira na China e causa a sobre-estimulação do sistema imunitário. A sua transmissão ocorre por via oral, nasal ou por transferência parental (Priddel *et al.*, 2000).

Actividade e Comportamento Social

A sua actividade é fundamentalmente crepuscular, para evitar as rapinas durante o dia e os carnívoros que caçam de noite (Angulo, 2003) estando a sua visão adaptada à fraca luminosidade (Villafuerte e Jordan, 1991). Apresenta picos de actividade cada 3/4 horas para a manutenção do metabolismo basal (Villafuerte e Jordan, 1991; Paula, 2007). Durante o dia restringe a actividade à proximidade da toca ou às áreas de mato denso, sucedendo-se à noite os períodos de alimentação, repouso e de deslocação (Villafuerte e Jordan, 1991; Moreno e Villafuerte, 1996). Os padrões de actividade e agregação que estes animais exibem podem condicionar largamente a probabilidade da sua sobrevivência (Lombardi *et al.*, 2003). O coelho-bravo tem também uma organização social bem definida, vivendo em grupos familiares de 2 a 7 indivíduos com um macho e uma fêmea dominantes. Durante a época reprodutora, os machos e fêmeas envolvem-se em exhibições de força para determinar o seu estatuto social e os dominantes acasalam entre si (Alves, 2004). A comunicação olfactiva desempenha um papel crucial no funcionamento dos grupos familiares, principalmente através das suas fezes. Estas são cobertas por uma secreção com origem na glândula anal pelo que a formação de latrinas é um método de troca de informações entre indivíduos e demarcação do território (Sneddon, 1991).

Métodos de amostragem

Definição da área de estudo

Com base em estudos previamente efectuados no local (Alves, 2004), neste trabalho foram seleccionadas várias zonas de caracterização do habitat do coelho-bravo na Mata Nacional de Quiaios. Deste modo, foram considerados os seguintes habitats: (i) zona de matos densos; (ii) zona de matos com baixa densidade de *Acacia longifolia*; (iii) zona de matos com elevada densidade de *Acacia longifolia*; (iv) zona de limpeza mecânica de 2005; (v) zona de limpeza mecânica de 2006 (vi) zona de pinhal esparso; (vii) zona de pinhal denso; (viii) zona de duna.

Determinação da abundância de coelho-bravo

As populações foram monitorizadas duas vezes por ano, Verão (Maio/Junho) e Inverno (Janeiro), nas várias zonas preestabelecidas. A primeira época estudada foi o Verão de 2002 e a última foi o Inverno de 2008, perfazendo um total de 6 anos completos de estudo.

A determinação da abundância do coelho-bravo foi feita através da contagem de latrinas ao longo de percursos predefinidos fazendo a sua diferenciação consoante o número de excrementos que continham (Iborra, 1997). Cada zona possuía seis percursos lineares de 800 metros de comprimento e 5 metros de largura que correspondiam aos corta-fogos. As latrinas foram diferenciadas em: (i) classe A, entre 0 e 50 excrementos; (ii) classe B, entre 51 e 100 excrementos; (iii) classe C, para mais de 100 excrementos. Esta diferenciação tem por base o estudo de Sarmiento e Cruz (1998) no qual se efectuaram contagens de excrementos em 30 latrinas de cada classe, seleccionadas aleatoriamente, a partir das quais foi determinado o coeficiente de importância de cada classe relativamente às latrinas da classe A. Deste modo, é possível calcular o índice de abundância de coelho-bravo através da expressão:

$$IA = (12,1C + 5,1B + A) / DP$$

onde, IA é o índice de abundância; A, B e C são o número de latrinas das classes A, B e C e DP é a distância percorrida em metros.

Este é um método indirecto de censo dado que se determina a abundância da espécie com base no estudo de indícios de presença (Villafuerte e Jordan, 1991). Trata-se de um método de monitorização fiável e de fácil utilização sendo, no entanto, necessário ter algumas precauções na sua aplicação como descrito em Telleria (1986) e Sarmiento e Cruz (1998).

No estudo dos efeitos da limpeza mecânica foram incorporadas a zona de matos densos (como zona de controlo), e as zonas de limpeza mecânica de 2005 e de 2006.

No estudo dos efeitos da seca foram incluídas as zonas: matos densos, matos com baixa densidade de acácia, acacial, duna e os pinhais esparso e denso.

Tratamento de dados

Foram efectuados testes de normalidade de dados pelos testes de D'Agostino e Pearson e quando necessária, a sua transformação de forma a seguirem uma distribuição normal. As transformações aplicadas foram a logarítmica e a raiz quarta.

Para estudar as preferências respeitantes à selecção de habitat, foi calculada a média (\pm erro padrão) dos índices de abundância (IA) de cada zona de amostragem, ao longo do período de estudo.

Para testar a significância das diferenças dos biótopos foi efectuada uma análise de variância unifactorial. A influência da estação do ano nos índices de abundância do coelho foi estudada através de um *t-test* emparelhado. Para estudar diferenças na sazonalidade do uso de cada biótopo, foi efectuada uma análise de variâncias bifactorial. As variáveis dependentes foram o “zona de amostragem” e a “época de amostragem”. No caso do estudo do impacto da limpeza mecânica foi ainda utilizada uma análise de variâncias não paramétrica de Krushkal-Wallis para proceder à

identificação de diferenças de abundância entre zonas de amostragem dentro de cada época de amostragem.

Foram efectuados testes *a posteriori* após cada uma das análises de variância. Deste modo, foi efectuado um teste de *Tukey* após a análise de variância unifactorial (ANOVA), um teste de *Bonferroni* após a análise de variância bifactorial e um teste de *Dunn* após o de Krushkal-Wallis.

Foi ainda efectuada uma análise aglomerativa e de ordenação para analisar a estrutura dos dados, tendo sido usada, em ambos os casos, a distância Euclideana.

RESULTADOS

Efeito das limpezas mecânicas

Analisando os valores obtidos (Figura 2) é possível verificar a existência de diferenças entre as várias zonas estudadas ($F=5,031$; $p<0,01$). Na zona de limpeza mecânica de 2005 a abundância foi significativamente menor do que nas restantes ($p<0,05$) apresentando uma média inferior (252,20). No caso das zonas de controlo e limpeza mecânica de 2006, as médias foram 303,65 e 302,40, respectivamente.

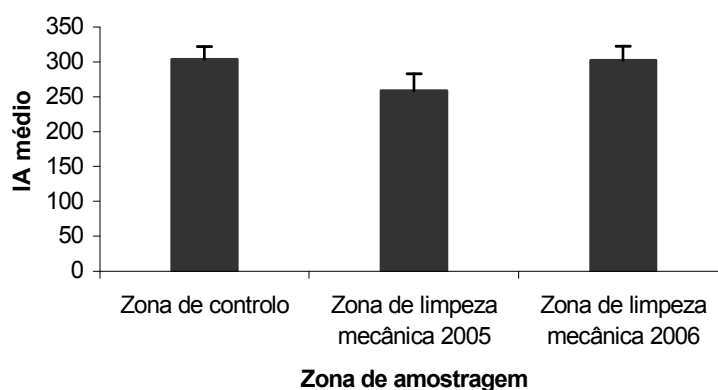


Figura 2 – Abundância total de coelho-bravo em cada zona de amostragem baseada na média dos índices de abundância (IA) obtidos ao longo dos seis anos de estudo, através do método de contagem de latrinas por classes.

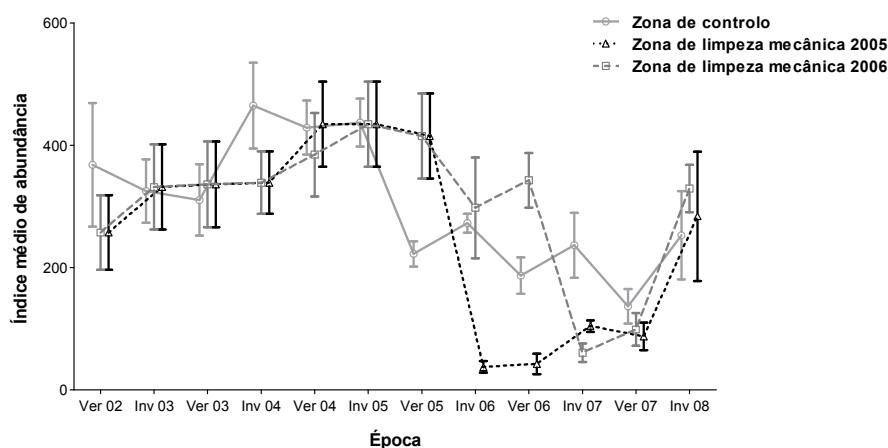


Figura 3 – Evolução do índice médio de abundância de coelho-bravo ao longo do período de estudo e respectivo erro padrão.

O valor de abundância máximo (464,99) foi atingido na zona de controlo, durante o inverno de 2004, e o mínimo (37,76), durante o inverno de 2006, na zona de limpeza mecânica de 2005 (Figuras 3 e 4). A análise global da tendência de variação do índice de abundância de coelho-bravo revelou três padrões. Nas primeiras cinco épocas de amostragem, entre o verão 2002 até ao inverno de 2005, foi semelhante nas 3 zonas de amostragem revelando uma tendência ascendente. Posteriormente, do inverno de 2005 até ao verão de 2007, verificou-se um decréscimo brusco, especialmente nas zonas de limpeza mecânica. Após o inverno de 2008 observou-se uma recuperação das populações em todas as zonas de amostragem (Figuras 3 e 4).

Através da análise de variâncias entre os dois factores estudados, zonas de amostragem e épocas de amostragem, pôde-se constatar que apenas as diferenças entre épocas de amostragem foram significativas ($F=5,493$; $df=11$) para os índices de abundância (Tabela 1).

Tabela 1 – Análise de variância para avaliar o efeito da estação do ano (11 graus de liberdade), da zona de amostragem (2 graus de liberdade) e das interações entre época do ano e zona de amostragem (22 graus de liberdade). São indicados a soma de quadrados (SQ), o quadrado médio (QM), o valor do teste F (F) e o valor de probabilidade (p). ***- $p<0,001$ e ns-não significativo.

	SQ	QM	F	p	
Época	6,94E+11	6,31E+10	5,493	<0,001	***
Zona de amostragem	1,81E+10	9,06E+09	0,7886	0,4561	ns
Estação vs Zona de amostragem	2,87E+11	1,31E+10	1,1136	0,3132	ns

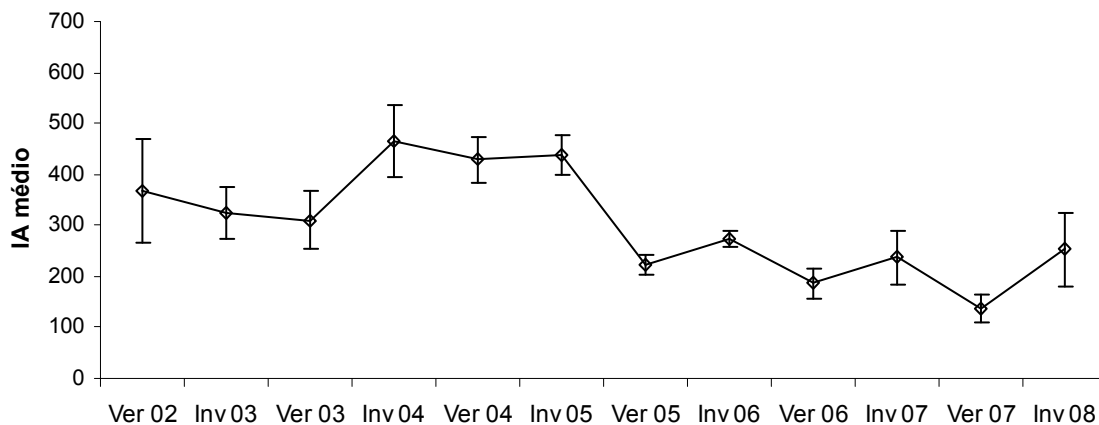
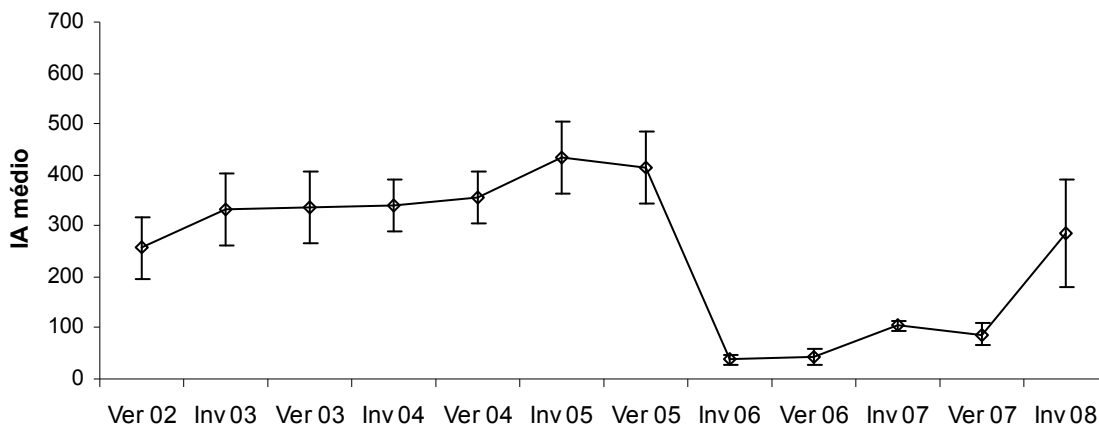
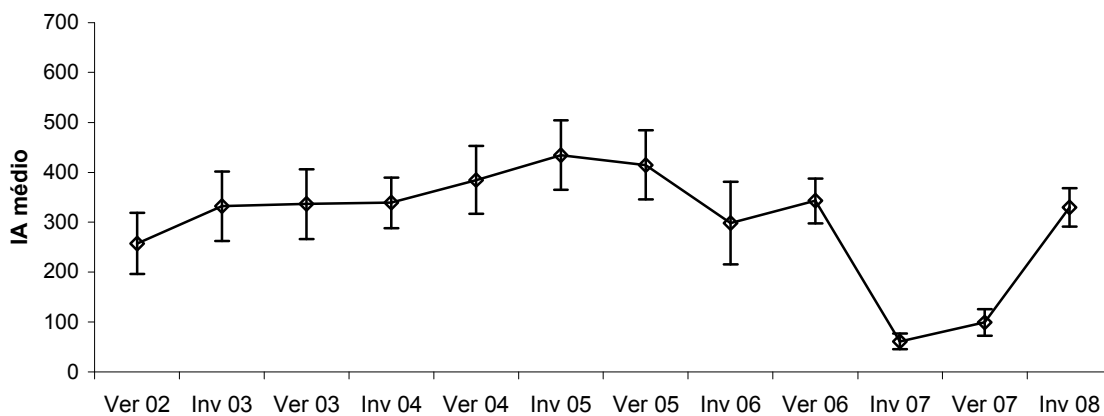
Zona de controlo**Zona de intervenção mecânica 2005****Zona de intervenção mecânica 2006**

Figura 4 – Evolução do índice de abundância (IA) médio de coelho-bravo ao longo do período de estudo e respectivo erro padrão. Os pontos (1) e (2) indicam a data das duas intervenções mecânicas efectuadas.

Comparando os índices de abundância para cada época de amostragem, verificaram-se diferenças significativas entre as zonas de amostragem. A zona de limpeza mecânica de 2005, durante o inverno de 2006, foi significativamente diferente das restantes zonas, controlo ($p < 0,05$) e limpeza mecânica de 2006 ($p < 0,05$). No verão de 2006 apenas foram encontradas diferenças entre ambas as zonas de limpeza mecânica ($p < 0,001$). Finalmente, no inverno de 2007 foram verificadas diferenças entre as zonas de controlo e de limpeza mecânica em 2006 ($p < 0,05$) (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultados da análise de variâncias não paramétrica de Kruskal-Wallis e do teste *a posteriori* de Dunn. Apenas são indicados os valores que mostraram ser significativos.

	Kruskal-Wallis	p		P
Inverno 2006	11,37	0,0034	controlo vs intervenção 2005	$p < 0,05$
			Intervenção 2005 vs intervenção 2006	$p < 0,05$
Verão 2006	13,20	0,0014	intervenção 2005 vs intervenção 2006	$p < 0,001$
Inverno 2007	8,56	0,0138	controlo vs intervenção 2006	$p < 0,05$

Comparando os índices de abundância nas zonas intervencionadas nos períodos anteriores e posteriores à limpeza mecânica, verificou-se que, em ambos, se observaram diferenças significativas entre os referidos períodos (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados do teste *a posteriori* de Bonferroni para comparar as épocas do ano. Apenas são indicados os períodos em que ocorreram significâncias. ***- $p < 0,001$; **- $p < 0,01$; *- $p < 0,05$; ns-não significativo.

		Verão 2002	Inverno 2003	Verão 2003	Inverno 2004	Verão 2004	Inverno 2005	Verão 2005	Inverno 2006	Verão 2006	Inverno 2007
Verão 2005	controlo	ns	ns	ns	**	ns	ns				
	limpeza 2005	ns	ns	ns	ns	ns	ns				
	limpeza 2006	ns	ns	ns	ns	ns	ns				
Inverno 2006	control	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns			
	limpeza 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	**			
	limpeza 2006	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns			
Verão 2006	control	ns	ns	ns	**	*	*	ns	ns		
	limpeza 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	**	ns		
	limpeza 2006	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		
Inverno 2007	control	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	
	limpeza 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	*	ns	ns	
	limpeza 2006	ns	ns	ns	ns	*	**	**	ns	ns	
Verão 2007	control	*	ns	ns	**	*	*	ns	ns	ns	ns
	limpeza 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	*	ns	ns	ns
	limpeza 2006	ns	ns	ns	ns	*	**	*	ns	ns	ns

A análise aglomerativa separou, em primeiro lugar, as amostragens das zonas intervencionadas nas épocas que se seguiram às intervenções, de todas as restantes. Dentro deste primeiro grupo foi observada a divisão entre a limpeza mecânica de 2005 (**1a**) e a de 2006 (**1b**). O segundo grupo pôde ser dividido em três sub-grupos: as amostragens efectuadas na zona de controlo no final do período de estudo (**2a**), as amostragens efectuadas nas zonas intervencionadas na fase anterior à intervenção (**2b**) e as amostragens da zona de controlo durante a fase inicial do estudo (**2c**) (Figura 5). Os resultados obtidos na análise de ordenação confirmaram a separação das amostragens efectuadas na fase seguinte às intervenções, bem como as intervenções entre si (Figura 6).

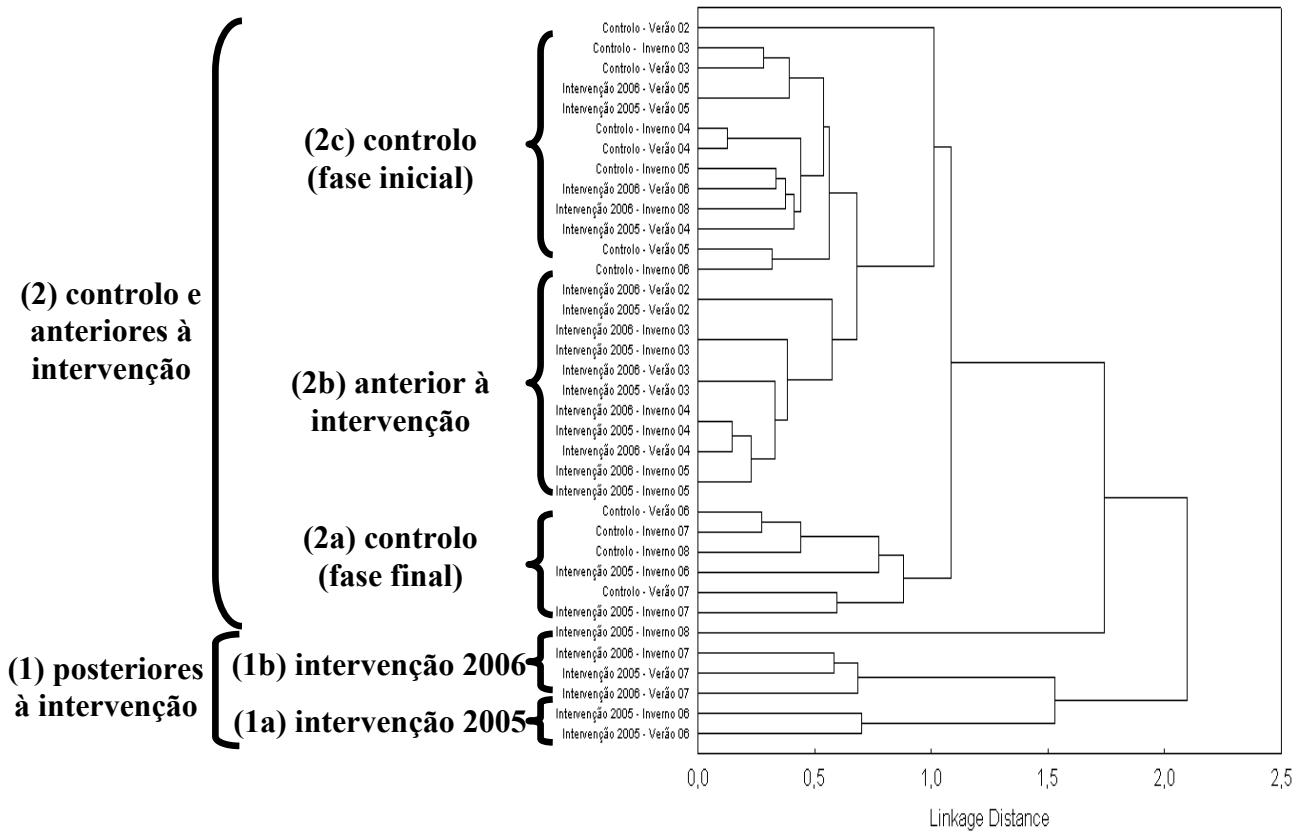


Figura 5 – Dendrograma produzido pela análise aglomerativa das épocas de amostragem durante o período de estudo, nas diferentes zonas de amostragem, a partir da distância Euclidiana entre os valores de abundância de coelho-bravo.

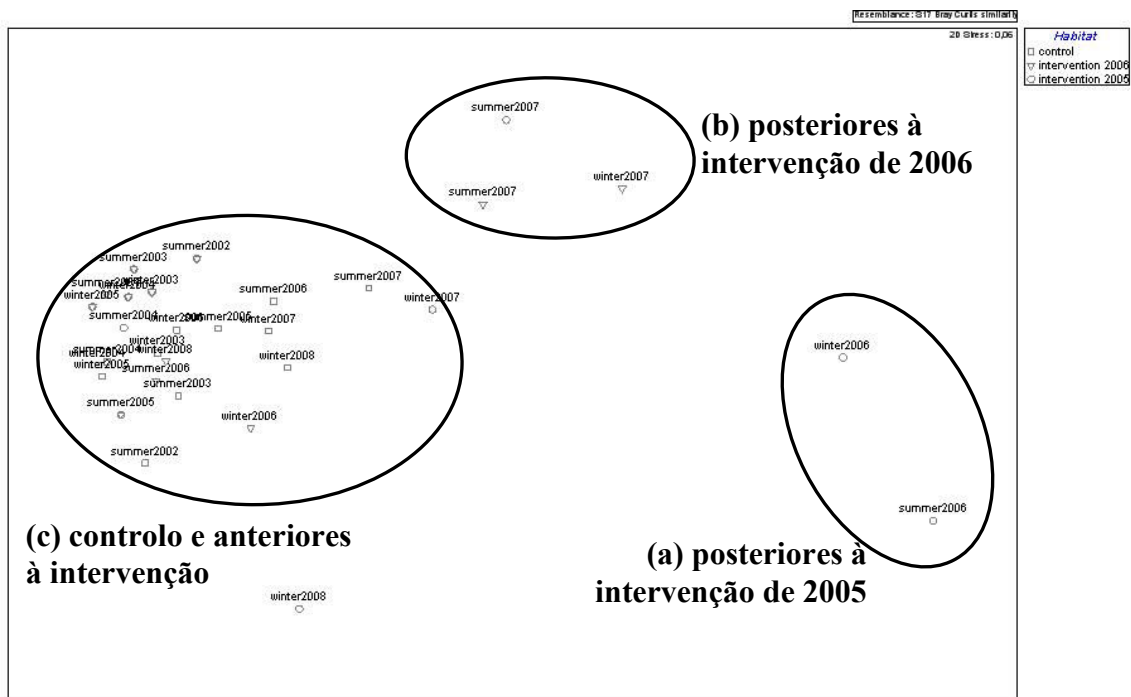


Figura 6 – Ordenação no espaço reduzido, definido pelos dois primeiros eixos da análise factorial de correspondências, das épocas de amostragem durante o período de estudo, nas diferentes zonas de amostragem.

Efeito da seca

Comparando o índice de abundância médio obtido em cada biótopo ao longo dos seis anos de estudo, verificou-se que apenas as zonas de pinhal esparso e de pinhal denso foram significativamente diferentes das restantes ($p < 0,001$) (Figura 7). Por outro lado, também existiram diferenças significativas na abundância de coelho entre o pinhal esparso e o pinhal denso ($p < 0,05$). Nas áreas de maior abundância média os valores foram muito idênticos, variando entre os 311,24, na zona de matos sem acácia, e os 293,90, nos percursos dunares (Figura 7).

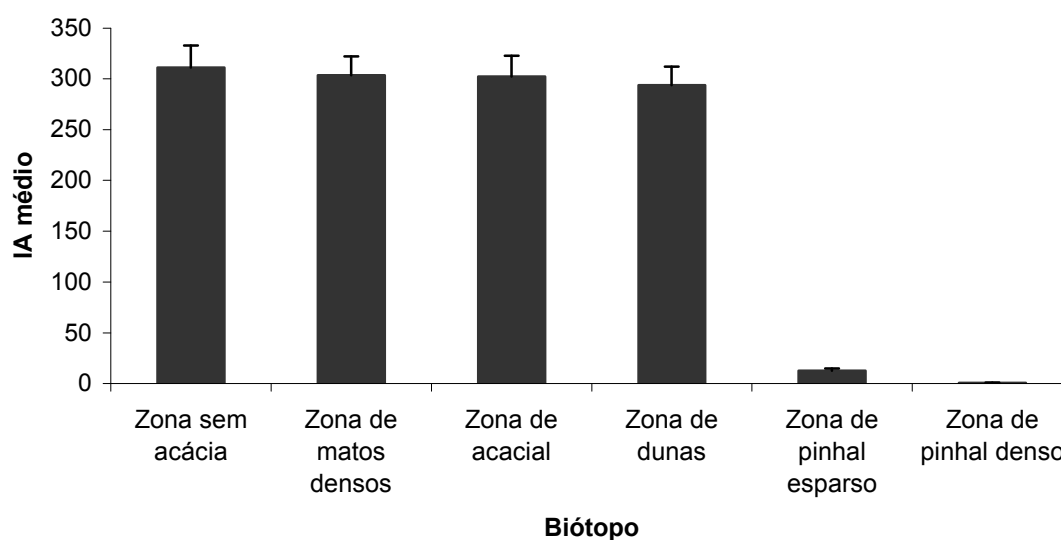


Figura 7 – Abundância total de coelho-bravo em cada habitat baseada na média dos índices de abundância (IA) obtidos ao longo dos seis anos de estudo, através do método de contagem de latrinas por classes.

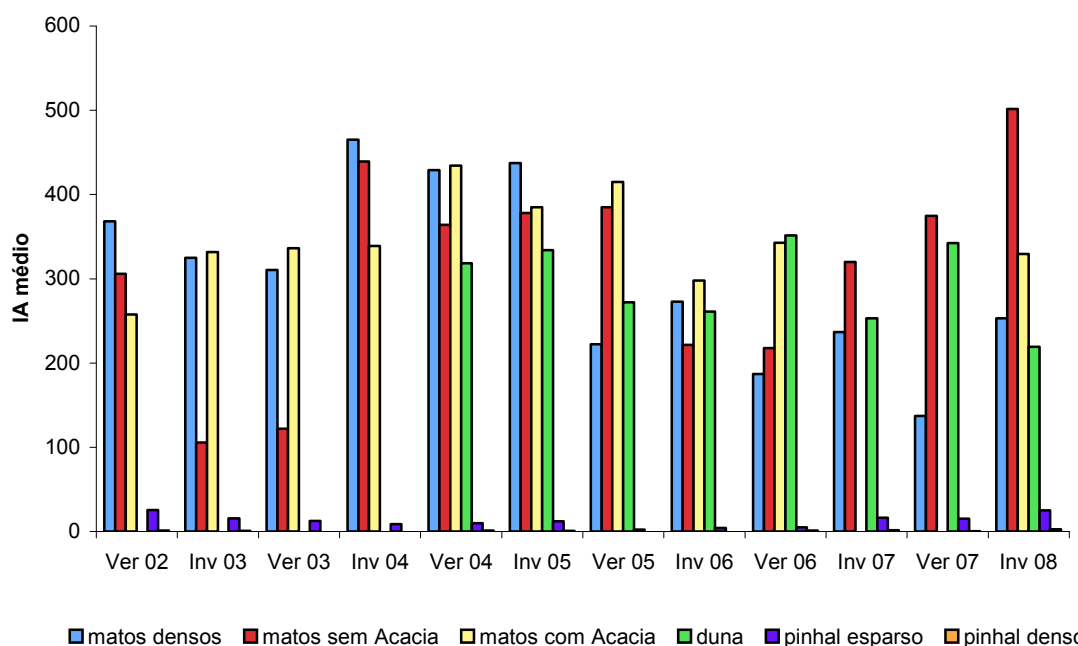


Figura 8 – Evolução do índice de abundância (IA) médio de coelho-bravo ao longo do período de estudo obtidos pelo método de contagem de latrinas por classes

Os valores máximo e mínimo foram registados, respectivamente, na zona de matos sem acácia durante o inverno de 2008 (501,72) e nas épocas de verão 2003, inverno 2004, verão 2005 e inverno de 2006 na zona de pinhal denso em que não foram registadas quaisquer latrinas da espécie (Figuras 8 e 9). Analisando as tendências de variação puderam ser identificados três grupos. No primeiro grupo estão incluídos os biótopos com maiores índices de abundância e compreende as zonas de matos sem acácia e matos densos. Estas zonas apresentaram tendências evolutivas opostas, sendo a da zona de matos sem acácia positiva e a de matos densos negativa. O segundo grupo é composto por zonas de abundância média, zona de matos com elevadas densidades de *Acacia longifolia* e zona de duna. Em nenhum dos casos foi registada qualquer tendência. No terceiro grupo estão incluídas as zonas de índices muito baixos. A zona de pinhal esparsos decresceu até ao verão de 2005 e cresceu, de seguida, até ao final do estudo enquanto que a zona de pinhal denso não mostrou uma tendência definida (Figuras 8 e 9).

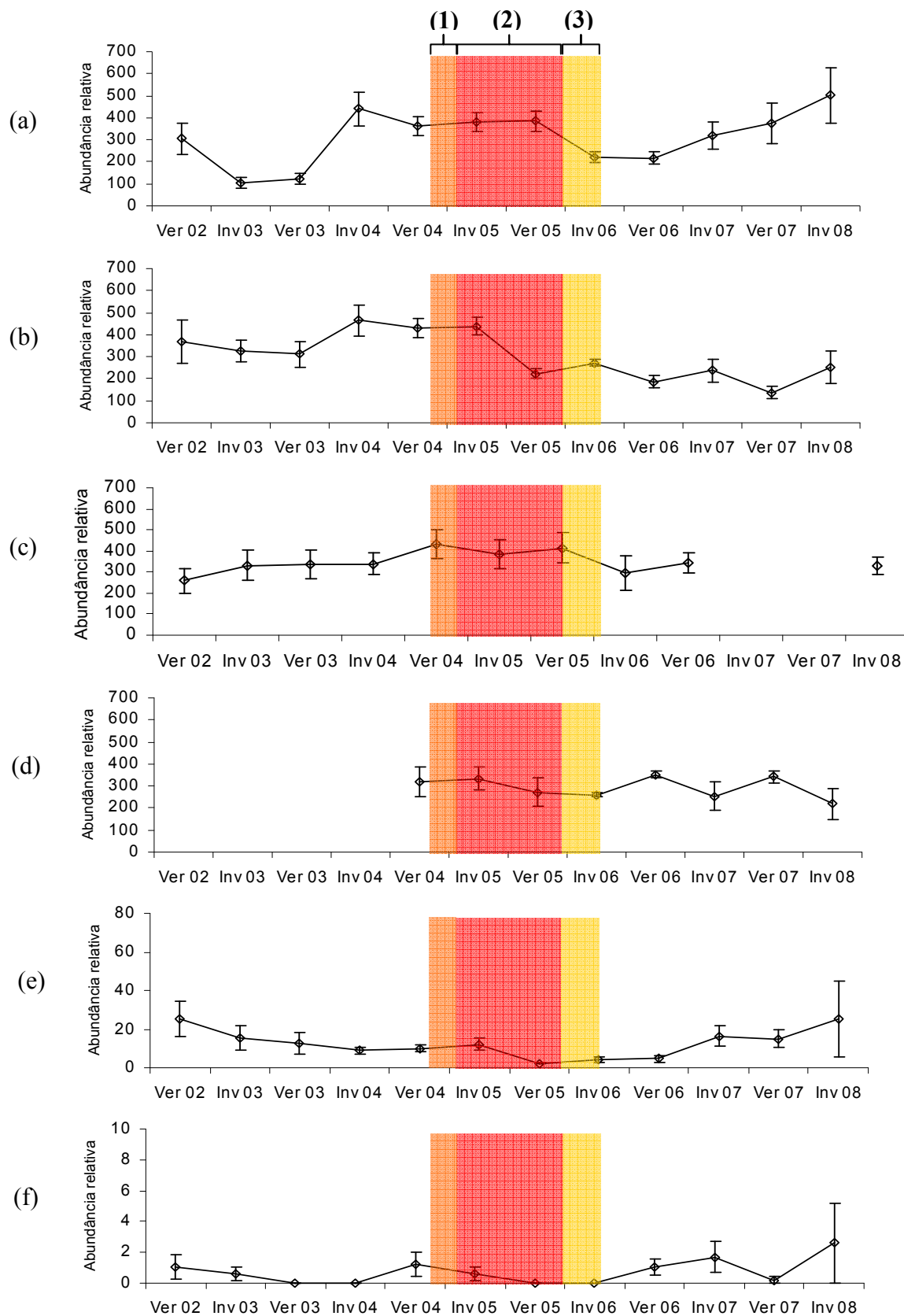


Figura 9 – Evolução da abundância média nos diferentes biótopos ao longo do estudo. a) matos sem acácia; b) matos densos; c) matos com acácia; d) duna; e) pinhal esparsos; f) zona de pinhal denso. A área colorida corresponde ao período de seca (1) seca moderada; (2) seca extrema; (3) seca fraca. Nota! Escala de abundâncias com valores diferentes.

Analisando as diferenças entre as épocas de amostragem verificou-se que apenas existiram diferenças significativas entre Verão e Inverno na zona de matos densos ($t=2,853$; $p=0,0072$).

Analisando a variação dos índices de abundância em função dos biótopos e épocas de amostragem, verificaram-se diferenças significativas entre os biótopos ($F=446,9$; $p<0,001$) e entre épocas de amostragem ($F=5,657$; $p<0,001$). A interação entre os dois factores foi, de igual modo, significativa ($F=3,964$; $p<0,001$) (Tabela 4). Verificou-se que para a definição da variância total o factor biótopo contribuiu com 76,91%, a interação entre os factores com 7,5% e a época de amostragem com 2,68%.

Tabela 4 – Análise de variância para avaliar o efeito da estação do ano (11 graus de liberdade), do biótopo (5 graus de liberdade) e das interações entre estação e biótopo (55 graus de liberdade). São indicados a soma de quadrados (SQ), o quadrado médio (QM), o valor do teste F (F) e o valor de probabilidade (p). *** = $p<0,001$ e ns = não significativo.

	SQ	QM	F	p	
Estação	6,01E+05	5,46E+04	137,0	<0,001	***
Biótopo	8,43E+06	1,69E+06	4,439	<0,001	***
Estação vs Biótopo	2,08E+06	3,77E+04	3,066	<0,001	***

Tabela 5 - Resultados do teste *a posteriori* Bonferroni onde são comparadas as estações. Apenas são indicados os resultados que mostraram ser significativos

		Verão 2002	Inverno 2003	Verão 2003	Inverno 2004	Verão 2004	Inverno 2005	Verão 2005	Inverno 2006
Inverno 2003	matos sem acácia	**							
Verão 2003	matos sem acácia	**							
	matos com acácia	**							
Inverno 2004	matos sem acácia		***	***					
Verão 2004	matos sem acácia		***	***					
Inverno 2005	matos sem acácia		***	***					
Verão 2005	matos sem acácia		***	***					
	matos densos				**	*	*		
Inverno 2006	matos sem acácia				*				
Verão 2006	matos sem acácia				*				
	matos densos				***	**	***		
Inverno 2007	matos sem acácia		***	**					
	matos densos				**	*	*		
Verão 2007	matos sem acácia		***	***					
	matos densos	**	**	*	***	***	***		*
Inverno 2008	matos sem acácia		***	***				**	**
	matos densos				**		*		

As análises aglomerativa e de ordenação revelaram uma clara separação entre os biótopos de pinhal e os restantes (Figura 10 e 11). Relativamente ao pinhal é visível ainda a separação das amostragens de pinhal denso (**1a**) das de pinhal esparso (**1b**). No segundo grupo não é observada uma separação tão clara entre biótopos sendo possível, no entanto, fazer a divisão em três sub-grupos: as amostragens correspondentes a uma quebra de abundância ocorrida na zona de matos sem *Acacia longifolia* no ano de 2003 (**2a**), as amostragens efectuadas na zona de matos densos no final do período de estudo (**2b**), e as restantes amostragens (**2c**) (Figura 10).

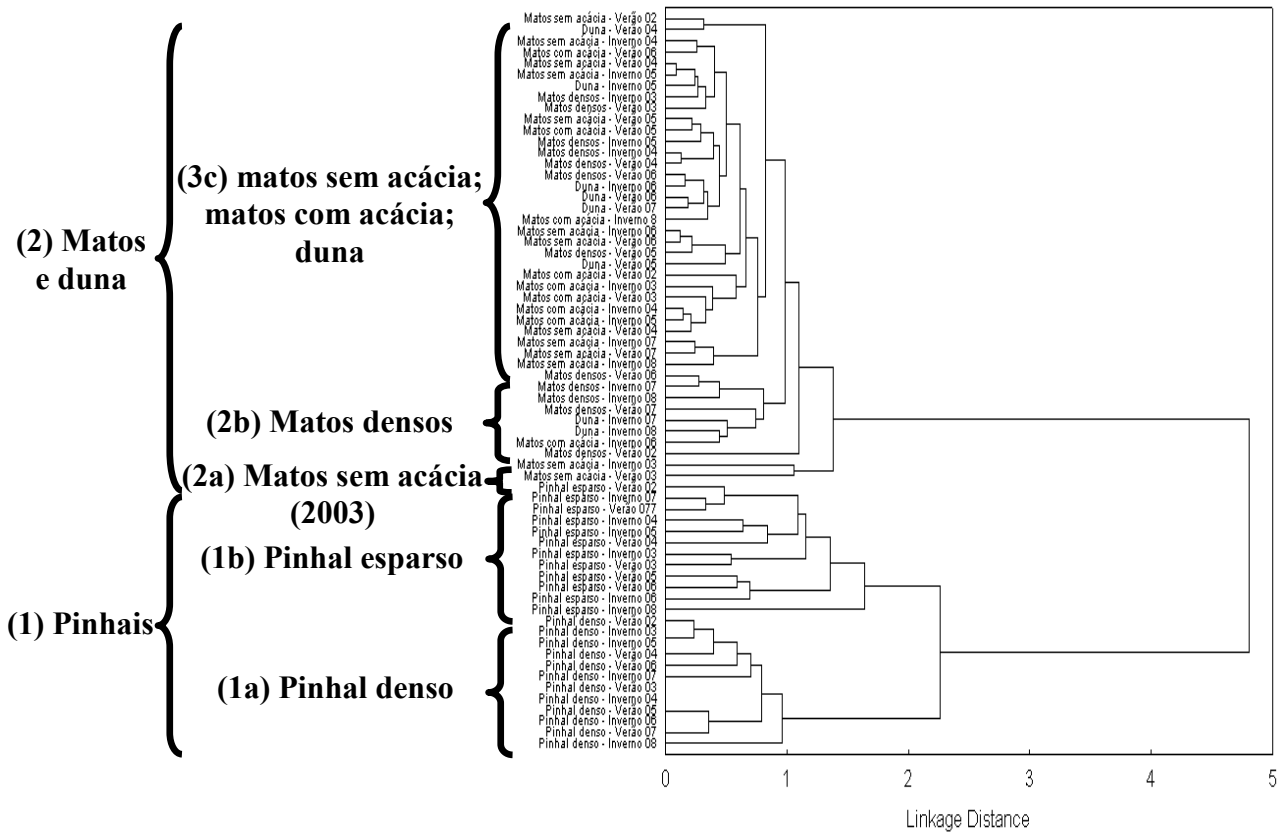


Figura 10 – Dendrograma produzido pela análise aglomerativa das épocas de amostragem durante o período de estudo, nos diferentes biótopos, a partir da distância Euclidiana entre os valores de abundância de coelho-bravo.

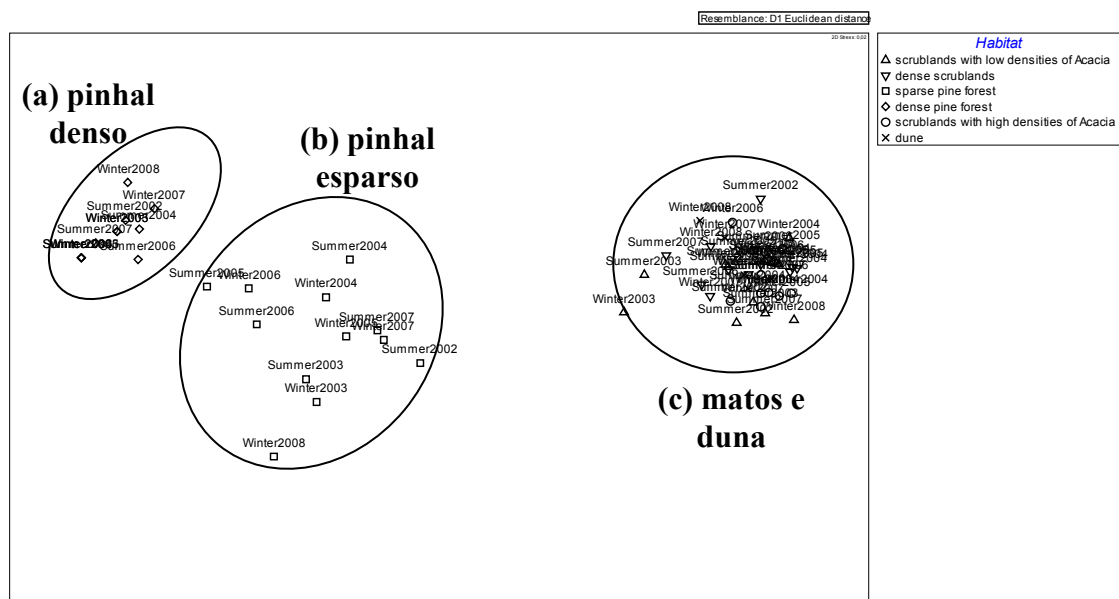


Figura 11 – Ordenação no espaço reduzido, definido pelos dois primeiros eixos da análise factorial de correspondências, das épocas de amostragem durante o período de estudo, nos diferentes biótopos.

DISCUSSÃO

Neste trabalho o estudo das variações de abundância do coelho-bravo foi efectuado através do método de contagem de latrinas por classes. Foram estudadas, por um lado, as variações face ao efeito de uma limpeza florestal mecânica e, por outro, os efeitos de um período prolongado de seca severa. A utilização deste método indirecto de censo mostrou-se um método de monitorização fiável e de fácil utilização.

Os resultados permitem inferir acerca do impacto que as intervenções mecânicas tiveram nas populações dos respectivos locais sendo indicadores de impactos diferenciados. As diferenças poderão ter derivado da metodologia da intervenção. O período de um mês que decorreu entre o corte manual e o destroçamento possibilitou que os coelhos se abrigassem entre o arvoredado cortado. O facto de, na segunda campanha, ter sido removido parte do material cortado, em especial os troncos de maiores dimensões, minimizou esse factor na medida em que reduziu bastante a possibilidade de abrigo. Desta forma, o método utilizado em 2005 foi mais agressivo e provocou uma taxa de mortalidade bastante mais elevada enquanto que o de 2006, apenas originou o abandono do local por parte da generalidade dos indivíduos. A elevada mortalidade verificada em 2005 teve como consequência a atracção de um elevado número de predadores, pelo que o evitamento dos predadores também deverá ter sido uma das causas da maior demora na recuperação. Estes factores podem ter criado condições para uma recolonização mais célere após a intervenção de 2006. No entanto, é necessário ter em conta, também, os factores bióticos e ambientais. O facto de a recuperação ter ocorrido na mesma época, em todas as zonas de amostragem, pode indicar que a conjugação de vários aspectos, relacionados com a disponibilidade alimentar, competição, predação, entre outros, permitiram às populações recuperarem dos baixos valores de abundância provocados pelas intervenções (Virgós *et al.*, 2003). Enquanto a ocorrência de um factor limitante pode ser suficiente para condicionar a estabilidade de uma população, torna-se necessária a conjugação de vários factores favoráveis para que a recuperação da espécie ocorra sem restrições (Ferreira, 2003).

A ausência de diferenças significativas na abundância de coelho entre zonas, na totalidade do período de amostragem, parece dever-se ao facto de os valores registados no período anterior às intervenções serem muito semelhantes entre si. No entanto, analisando cada época individualmente, observaram-se diferenças significativas entre zonas de amostragem. Tal como previsto, desta forma foi possível, através de um estudo temporalmente mais localizado, confirmar as diferenças entre a zona de controlo e as zonas de limpeza nos anos que se seguiram às intervenções. Este aspecto parece ser indicador da importância da escala temporal de estudo para inferir acerca das variações dos efectivos das populações de coelho.

A ausência generalizada de diferenças nos índices de abundância entre as épocas de verão e de inverno é um facto surpreendente na medida em que, a maior parte dos estudos respeitantes a flutuações sazonais das populações de coelho-bravo apontam para uma marcada sazonalidade (Angulo e Villafuerte, 2003; Palomares, 2003; Cabrera-Rodriguez, in press). Era expectável que se verificasse um valor máximo de abundância anual durante o verão e mínimo no inverno, provocados pela época de maior intensidade reprodutora que ocorre entre Fevereiro e Junho e que leva ao forte aumento dos efectivos populacionais (Villafuerte, 1994; Rueda *et al.*, in press). No entanto, a mesma situação foi observada por Paula (2007) na Reserva Natural da Serra da Malcata. A autora adiantou como possível explicação, a possibilidade de as monitorizações não estarem a ser efectuadas na altura devida, o que faria com que não estivessem a ser estudados os picos máximo e mínimo de abundância populacional, sendo, deste modo, preferível efectuar a época de censos de inverno em Novembro. Contudo, Cabrera-Rodriguez (in press) num estudo em La Palma, Espanha, obteve o valor mínimo anual de abundância no mês de Janeiro, mês em que é efectuada a monitorização invernal das populações de coelho na Mata Nacional de Quiaios. Desta forma, é possível que alguns factores, como o tipo de biótopo, o clima ou a ausência de caça, influam nas variações da sazonalidade e façam com que estas sejam muito ténues, ou não se verifiquem de todo, em determinadas zonas.

Relativamente ao efeito do período prolongado de seca severa nas populações de coelho, os resultados também apoiaram a hipótese inicial. A análise dos padrões de variação sazonal nos diversos biótopos comprovou, em vários casos, a existência de

uma tendência de diminuição coincidente com o período de seca. É interessante, no entanto, salientar que tal facto não sucedeu em todos os biótopos o que leva a crer que a resposta populacional a este fenómeno climático extremo seja diferente e o seu impacto seja variável com o tipo de biótopo. Biótopos como o da duna e o de matos com elevadas densidades de acácia mantiveram valores estáveis ao longo do período de estudo. A explicação para esta diferença reside, provavelmente, no tipo de vegetação dominante em cada um dos locais. A vegetação existente em ambos os biótopos é conhecida pela sua adaptação a ambientes secos e resistência à dessecação (Pinho *et al.*, 2003). Desta forma, os períodos de seca não se devem reflectir de forma tão evidente na disponibilidade ou qualidade da vegetação e, conseqüentemente, nas populações de coelho desses biótopos. Provavelmente, nestes biótopos não ocorrem quebras tão acentuadas na reprodução como nos restantes em que a vegetação é constituída, principalmente, por arbustos mais secos (Villafuerte e Jordan, 1991). Segundo Alves *et al.* (2006), que estudaram a dieta do coelho na Mata Nacional de Quiaios, este apresenta um comportamento alimentar selectivo e oportunista que depende da disponibilidade, estado de desenvolvimento e valor nutricional das plantas. Os mesmos autores compararam a dieta na área de estudo, baseada, quando disponível, em gramíneas de áreas húmidas, com a de uma zona dunar na Holanda (Drees e Olf, 2001; *in* Alves *et al.*, 2006) onde consome preferencialmente plantas de áreas mais secas e concluiu que, em Portugal, a água poderá ser um factor limitante para o coelho-bravo que o tende a compensar seleccionando plantas com maior teor em água. Resultados semelhantes foram obtidos por Rueda *et al.* (*in press*) num ecossistema de montado com pastagens caracterizado por baixa precipitação durante o Verão. Paradoxalmente, os biótopos em que se observaram maiores descidas foram aqueles em que, normalmente, a espécie atinge abundâncias mais elevadas. Segundo Villafuerte (2002), o tipo de biótopo preferencial para o coelho são os matos mediterrânicos, semelhantes aos locais designados, neste estudo, como zona de matos com baixas densidades de acácia e zona de matos densos. Tanto a duna como a zona de matos com elevada densidade de acácia, não possuindo, normalmente, populações tão numerosas, parecem ter uma maior estabilidade. Relativamente às zonas de pinhal, os índices de abundância são sempre muito baixos pelo que, apesar de ser observado um decréscimo coincidente com o período de seca, é difícil inferir com segurança a causa do mesmo. Martins e Borralho (1998) e Virgós *et al.* (2003) obtiveram resultados

semelhantes nos pinhais, referenciando-os como biótopos que fornecem pouca protecção e de pouca disponibilidade alimentar.

Estes resultados reforçam a importância desta espécie para o estudo dos ecossistemas ibéricos dado possuir características específicas adequadas tais como: ser uma espécie chave dos vários tipos de ecossistemas, ter biologia e ecologia bem estudadas, ser comum numa grande variedade de biótopos e de fácil monitorização. Para além disso, a sua importância é ainda maior devido à componente económica e social da espécie (Borges, 2004) e face ao acentuado declínio que se tem verificado na generalidade dos ecossistemas mediterrânicos (Angulo, 2003; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). O seu potencial como espécie indicadora depende do controlo de um vasto leque de factores tais como o clima (Palomares, 2003; Scalan *et al.*, 2006), as doenças (Calvete *et al.*, 2002; Fouchet *et al.*, 2006) ou a caça (Angulo e Villafuerte, 2003; Calvete *et al.*, 2005), dado que estes factores podem causar flutuações inter- anuais nos efectivos das populações (Angulo e Villafuerte, 2003; Palomares, 2003). No entanto, na análise das flutuações de populações selvagens em larga escala, deve ser também considerada a variabilidade inerente à própria espécie, a qual, muitas vezes se pode sobrepor aos restantes factores (Pearce e Venier, 2005).

Os resultados apontam, ainda, para a necessidade de minimizar o impacto das práticas florestais nas populações selvagens. No que diz respeito ao coelho-bravo, várias medidas podem ser tomadas neste sentido: intervenções devem ocorrer em manchas florestais pequenas e devem ser evitadas intervenções mecânicas. Em caso de necessidade estas devem ocorrer de modo a evitar: afectar zonas de matos baixos ou gramíneas, o amontoar de material cortado em zonas potencialmente de abrigo de coelho-bravo e, ainda, a passagem repetida da máquina de destroçamento no mesmo local. No que diz respeito ao controlo das invasoras, particularmente de *Acacia longifolia*, é necessário estudar metodologias alternativas, que impliquem um menor impacto para as populações de espécies nativas e sejam, porventura, mais eficazes do que as actualmente aplicadas. Uma das metodologias estudadas que provou ter sucesso no controlo de *Acacia sp.* foi o controlo através de agentes biológicos. No caso particular de *Acacia longifolia*, na África-do-Sul, este tem sido levado a cabo, desde o início da década de 80, através da introdução da espécie *Trichilogaster acaciaelongifoliae* (Hoffmann *et al.*, 2005). *Trichilogaster acaciaelongifoliae* é um

insecto originário da Austrália incluído na Sub-família Brachyscelidiphaginae e Família Pteromalidae (Freitas *et al.*, 2001). Esta espécie afecta tanto a parte reprodutora como a parte vegetativa da planta tendo provado ser excelente agente de controlo (Hoffmann *et al.*, 2005). No entanto, são necessárias cautelas na introdução de agentes de controlo biológico, sendo necessário testar previamente os efeitos secundários que estes podem acarretar para a biodiversidade nativa (Freitas *et al.*, 2001).

Por outro lado, a gestão florestal em períodos de seca, pode minimizar impactos através da promoção do desenvolvimento herbáceo para aumentar a disponibilidade e qualidade das zonas de alimentação, da criação de redes de pontos de água, e pela diminuição das densidades de pinhal na proximidade de pontos de água naturais ou zonas com vegetação do tipo gramínea e juncos. Estas actividades de gestão dos biótopos desempenham um papel fundamental na conservação desta espécie promovendo a estabilidade das suas populações e minimizando os impactos que eventuais períodos menos favoráveis possam acarretar (Ferreira, 2003; Paula, 2007). Este trabalho mostrou como uma monitorização do coelho-bravo, através de um estudo de evolução temporal das suas populações utilizando metodologias económicas e de aplicação simples, pode fornecer resultados fiáveis e comparáveis que constituem um importante contributo para a uma gestão sustentável das áreas florestais.

BIBLIOGRAFIA

- Alves J (2004) O efeito da *Acacia longifolia* na densidade e dieta de coelho bravo numa zona dunar do Centro de Portugal. Relatório de estágio. Universidade do Minho
- Alves J, Vingada J, Rodrigues P (2006) The wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) diet on a sand dune area in central Portugal: a contribution towards management. *Wild. Biol. Pract.* 2:63-71
- Angulo E (2003) Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade Complutense de Madrid, 132 pp
- Angulo E, Villafuerte R (2003) Modelling hunting strategies for the conservation of Wild rabbit populations. *Biol. Conserv.* 115:291-301
- Bengtsson J, Nilsson SG, Franc A, Menozzi P (2000) Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For. Ecol. Manage.* 132:39-50
- Blanco JC, Villafuerte RC (1993) Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidência de la enfermedad hemorrágica. Empresa de Transformación Agrária, S. A. 122 pp.
- Bodin P, Wiman BLB (2007) The usefulness of stability concepts in forest management when coping with increasing climate uncertainties. *For. Ecol. Manage.* 242: 541-552
- 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. 105 pp
- Butterfield J, Luff ML, Baines M, Eyre MD (1995) Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. *For. Ecol. Manage.* 79:63-77
- Cabral, M. J. (coord); Almeida J., Almeida PR, Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M. E., Palmeirim J. M., Queiroz A. I., Rogado L. e Santos-Reis M. (eds.) (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 660 pp
- Cabrera-Rodriguez F (in press) Seasonal abundance and management implications for wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on La Palma, Canary Islands, Spain. *Wildl. Biol. Pract.* 4:00-00
- Calvete C, Angulo E, Estrada R (2005) Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biol. Conserv.* 121: 623-634
- Calvete C, Estrada R, Angulo E, Cabezas-Ruiz S (2004) Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape ecology.* 19:531-542
- Calvete C, Estrada R, Villafuerte R, Osácar JJ, Lucientes J (2002) Epidemiology of viral haemorrhagic disease (VHD) and myxomatosis in a free-living populations of wild rabbit. *The Veterinary Record* 150:776-782
- Calvete C, Villafuerte R, Lucientes J, Osácar JJ (1997) Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *J. Zool.* 241:271-2777
- Carvalho JC, Gomes P (2003) Habitat suitability model for European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) with implications for restocking. *Game and Wildlife Science.* 20(4):287-301

- Delibes M, Calderón J (1979) Datos sobre la reproducción del conejo, *Oryctolagus cuniculus* (L.), en Doñana, S. O. de España, durante un año seco. Doñana, Acta Vertebrata. 6(1):91-99
- Delibes M, Hiraldo F (1981) The rabbits as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. In: Proceedings of the World Lagomorph Conference (1981) Ed. K. Myers and C.D. McInnes, pp: 614-622. Univ. Guelph, Ontario
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. Biodivers. Conserv. 17:559-574
- Delibes-Mateos M, Redpath SM, Angulo E, Ferreras P, Villafuerte R (2007) Rabbit as a keystone species in southern Europe. Biol. Conserv. 137:149-156
- Dellafiore CM, Muñoz Vallés S, Gallego Fernández JB (2006) Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* (L.) seeds in a coastal dune system. Ecoscience. 13(1):5-10
- Drever MC, Aitken KEH, Norris AR, Martin K (2008) Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. Biol. Conserv. 141:624-634
- Eira C, Vingada J, Torres J, Miquel J (2006) The helminth community of the Red fox, *vulpes vulpes*, in Dunas de Mira (Portugal) and its effect on host condition. Wildl. Biol. Pract. 2(1):26-36
- Fenner F, Ross J (1994) 7. Myxomatosis. In: The European Rabbit. The History and Biology of a Successful Colonizer. Thompson HV, King CM (eds.) Oxford University Press. 205-239
- Ferreira C. (2003). Avaliação da eficácia da gestão de habitat em populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto. 72 pp

-
- Flux JEC (1994) 2. World distribution. In: The European Rabbit. The History and Biology of a Successful Colonizer. Thompson HV, King CM (eds.) Oxford University Press. 8-21
- Fouchet D, Marchandeu S, Langlais M, Pontier D (2006) Waning of maternal immunity and the impact of diseases: The example of myxomatosis in natural rabbit populations. *J. Theor. Biol.* 242:81-89
- Freitas H, Marchante E, Gonçalves T, Marchante H, Maia J, Reis M, Struwe S, J Hoffmann (2001) Programa de Ensaio Controlado de *Trichilogaster acaciaelongifoliae*, para controlo biológico de *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. 21 pp. http://www1.ci.uc.pt/invasoras/files/doc_cb.pdf
- Hoffmann JH, Impson FAC, Moran VC, Donnelly D (2005) Biological control of invasive golden wattle trees (*Acacia pycnantha*) by a gall wasp, *Trichilogaster* sp. (Hymenoptera: Pteromalidae), in South Africa. *Biol. Control.* 25:64-73
- Hanley TA (1996) Potential role of deer (Cervidae) as ecological indicators of forest management. *For. Ecol. Manage.* 88:199-204
- Hirakawa H (2002) Supplement: coprophagy in leporids and others mammalian herbivores. *Mammal Rev.* 32:150-152
- Iborra O, Lumaret J-P (1997) Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia.* 61:205-218
- Kavanagh RP, Stanton MA (2005) Vertebrate species assemblages and species sensitivity to logging in the forest of north-eastern New South Wales. *For. Ecol. Manage.* 209:309-341
- Kramer K, Groot Bruinderink GWTA, Prins HHT (2006) Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *For. Ecol. Manage.* 226:238-247
- Landres PB, Verner J, Thomas JW (1988) Ecological use of vertebrate indicator species: a Critique. *Conserv. Biol.* 2:316-328

- Lindenmayer DB (1999) Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *For. Ecol. Manage.* 115:277-287
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, Donnelly CF, Lesslie R (2002) On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *For. Ecol. Manage.* 159:203-216
- Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J (2006) General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131:433-445
- Lombardi L, Fernández N, Moreno S (2007) Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and applied ecology.* 8:453-463
- Lombardi L, Fernández N, Moreno S, Villafuerte R (2003) Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *J. Mammalogy.* 84(1):26-36
- Lundström-Gilliéron C, Schlaepfer R (2003) Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe. *Ecol. Modell.* 168:283-301
- Marchante E, Kjøller A, Struwe S, Freitas H (2008) Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Appl. Soil Ecol.* doi:10.1016/j.apsoil.2008.04.004
- Mankin PC, Warner RE (1999) A regional model of the eastern cottontail and landuse changes in Illinois. *J. Wildl. Manage.* 63:956-963
- Martins H, Borralho R (1998) Avaliação da selecção de Habitat pelo Coelho-Bravo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) numa Zona do Centro de Portugal Através da Análise de Índícios de Presença. *Silva Lusitanica.* 6(1):73-88

- Moreno S, Villafuerte R (1995) Traditional Management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biol. Conserv.* 73:81-85
- Moreno S, Villafuerte R, Delibes M (1996) Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits. *Can. J. Zool.* 74:1656-1660
- Noss RF (1999) Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *For. Ecol. Manage.* 115:135-146
- Palomares F (2003) The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits. *Mamm. Biol.* 68:224-234
- Paula AS (2007) Contribuição para o estudo do Coelho-bravo na Reserva Natural da Serra da Malcata. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas apresentada ao Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro. 50 pp
- Pearce J, Venier L (2005) Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *For. Ecol. Manage.* 208:153-175
- Pearman PB, Weber D (2007) Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biol. Conserv.* 138:109-119
- Petronilho JMS, Dias CMM (2005) Impact of two forest roads upon wildlife after a road pavement change in a coastal area in the centre of Portugal. *Wild. Biol. Pract.* 1(2):128-139
- Pinho R, Lopes L, Leão F, Morgado F (2003) Coleção Educação Ambiental. Conhecer as plantas nos seus habitats. Plátano Edições Técnicas, Lisboa, 228 pp

- Priddel D, Carlile N, Wheeler R (2000) Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Cabbage Tree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). Biol. Conserv. 94:115-125
- Richardson DM, Kluge RL (2008) Seed banks of invasive Australian *Acacia* species in South Africa: Role in invasiveness and options for management. Perspectives In Plant Ecology, Evolution and Systematics. 10:161-177
- Rueda M, Rebollo S, Gálvez-Bravo L, Escudero A (2008) Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of seasonal changes. Journal of Arid Environments. doi:10.1016/j.jaridenv.2008.03.006
- Samways MJ, Caldwell PM, Osborn R (1996) Ground-living invertebrate assemblages in native, planted and invasive vegetation in South Africa. Agriculture, Ecosystem and Environment. 59:19-32
- Sarmento P, Cruz (1998) Ecologia e conservação do lince-ibérico e da comunidade de carnívoros da Serra da Malcata. ICN/RNSM. Relatório interno
- Scalan JC, Berman DM, Grant WE (2006) Population dynamics of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in north eastern Australia: Simulated responses to control. Ecol. Modell. 196:221-236
- Sneddon IA (1991) Latrine use by the european rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). Journal Mamm. 72(4):769-775.
- Soriguer RC (1981) Estructuras de sexos y edades en una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) de Andalucía Occidental. Doñana, Acta Vertebrata. 8:225-236.
- Soriguer RC (1983) Consideraciones sobre el efecto de los conejos y los grandes herbívoros en los pastizales de la Vera de Doñana. Doñana, Acta Vertebrata. 10(1):155-168.

- Telleria JL (1986) Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Editorial Raíces, Madrid.
- Thomas JW (1994) Trends in forest management in the United States. For. Chron. 70:546-549.
- Thompson HV, King CM (eds.)(1994) The European Rabbit. The History and Biology of a Successful Colonizer. Oxford University Press. Oxford. New York. Tokyo. 245 pp.
- Varma VK, Ferguson I, Wild I (2000) Decision support system for the sustainable forest management. For. Ecol. Manage. 128:49-55
- Vavra M, Parks CG, Wisdom MJ (2007) Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. For. Ecol. Manage. 246:66-72
- Villafuerte R, Moreno S (1997) Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). Acta Theriol. 42(2):225-230
- Villafuerte, R. (1994). Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus*, en el Parque Nacional de Doñana. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade de Córdoba. 228 pp
- Villafuerte R. (2002). *Oryctolagus cuniculus*. Atlas de los Mamíferos Terrestres de España, pp. 464-467, Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid
- Villafuerte R, Jordan G (1991) Valoración y manejo de especies silvestres: el conejo. Aplicación en la gestión. Centre de Recursos i Documentació del Castell de Montesquiú
- Vingada JV, Eira C, Cancela J, Soares AMVM (2000) "Costa de Quiaios-Mira – uma zona importante a conservar" Relatório final do projecto 95/A23/119/MLTRG "RECOGNIZE – Conhecer para Proteger" âmbito do Programa LIFE ,

envolvendo o I.A.V. o Dep. de Biologia da Universidade do Minho e a DRABL.
Policopiado, 50 pp

Virgós E, Cabezas-Díaz S, Malo A, Lozano J, López-Huertas D (2003) Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol.* 48:113-122

ANEXO I

Effects of large scale forest practices on wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*): the case of *Acacia* spp in Quiaios National Forest, Portugal

Abstract

Biodiversity studies are one of the main tools for sustainable forest management. However, given the difficulty in implementing large-scale studies, the use of a restrict number of indicator species has been suggested. Among many potential candidates, the wild rabbit may be used as an indicator species in the majority of Iberian natural forest ecosystems and also during the early developing stages of the production forests (specially pine forests). The present study focuses on using wild rabbit data as an indicator of the sustainability of forestry management methods in Quiaios National Forest, a coastal forest included in the Natura 2000 network. Particular attention was given to the impact of forestry methods related with the control of invasive species (specially *Acacia longifolia*) on the abundance and distribution of wild rabbits. Latrine count methods were used to monitor rabbit populations during six years (from summer 2002 until winter 2007/2008) in three scrubland zones. Two out of the three zones were strongly invaded with *Acacia* spp. trees, which were mechanically removed at the beginning of the study. The third zone was used as control area because it presented lower density of *Acacia* spp. and therefore no removal actions were applied. The obtained results confirmed that the mechanical eradication of *Acacia* generates negative impacts upon wild rabbit abundances. However, differentiated consequences were observed within the forest methodology applied in the *Acacia* control actions. The more aggressive method used in the 2005 campaign has provoked a higher perturbation of the managed areas producing a strong decline in rabbit abundance caused by the destruction of feeding grounds, dens and shelter areas. Apart from the disturbance, which leads rabbits to move onto unmanaged areas, several cases of direct mortality by forest machinery were recorded. In 2006, the eradication actions were less aggressive and consequently, direct mortality events were not recorded and a lower amount of rabbits moved away from the affected area. This study emphasises that the wild rabbit is a potential species indicator of the sustainability of forest management practices. Furthermore, the abundance data obtained using a simple and cost-efficient methodology, constitute an important aid to the management of forest ecosystems.

Introduction

Presently, the sustainable forestry concept is widely accepted since it balances social, economic and environmental values associated with forest resources (Varma *et al.*, 2007). Along with the paradigm of the suitability of ecosystems (Bengtsson *et al.*, 2000;

Bodin and Wiman, 2007), the sustainable forest management relies mainly on the conservation status evaluation and uses biodiversity monitoring programs as one of its main tools. Therefore, a clear definition of management goals and a wide scale standardization of measurable and comparable evaluation methodologies is necessary (Noss, 1999; Lindenmayer *et al.*, 2002). The so-called adaptive management applies methods which are previously tested and adjusted, based on the information obtained by monitoring actions (Lindenmayer, 1999; Noss, 1999; Lindenmayer *et al.*, 2002). However, given the difficulties in implementing large-scale biodiversity monitoring studies (Landres *et al.*, 1988; Lindenmayer, 1999; Pearman and Weber, 2007), the use of indicator species has been suggested (Hanley, 1996; Noss, 1999; Kavanagh and Stanton, 2005).

According to Landres *et al.* (1988), indicator species are organisms whose characteristics are used as an index of attributes, when other variables are too difficult, inconvenient or expensive to measure in other species or at environmental conditions of interest. When choosing a species as a possible indicator in a monitoring program, it is important to define the requirements of that particular species. In fact, the species biology and ecology must be thoroughly known, it should be sensitive to the management actions that will be implemented and the species' monitoring methodology should be easy to implement in the field (Hanley, 1996; Kavanagh and Stanton, 2005). Other requirements will depend on the monitoring goals, but normally it is assumed that indicator species have ecological, economical or social relevance (Noss, 1999). In the past, several studies using different species and taxonomic groups (ranging from Carabidae to ungulates) were used as indicator species in several ecosystem monitoring studies (Butterfield *et al.*, 1995; Hanley, 1996; Mankin and Warner, 1999; Lündstrom-Gilliérion and Schlaepfer, 2003; Pearce and Venier, 2005; Drever *et al.*, 2008).

In Iberian ecosystems, the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) presents several of the characteristics necessary to become a potential indicator. The fact that wild rabbit is a key species in Mediterranean ecosystems (Delibes-Mateos *et al.*, 2007) is one of the many reasons that support its usefulness as an indicator. Apart from being the main prey to a great number of vertebrate predators (Delibes and Hiraldo, 1979), wild rabbits may have a great impact on the populations of alternative prey species (Ferreira, 2003; Delibes-Mateos *et al.*, 2007), exerting a strong influence in habitat structure and functionality (Dellafiore *et al.*, 2006; Delibes-Mateos *et al.*, 2007). The wild rabbit is also a species of high economic and social value, especially as a game resource (Angulo, 2003; Borges, 2004). Despite its importance, the Iberian wild rabbit populations have suffered a drastic decline in last few decades. In fact, the wild rabbit is currently an "Almost threatened" species (Cabral *et al.*, 2005; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). The wild rabbit decline was caused by habitat loss and fragmentation (Moreno and Villafuerte, 1995; Villafuerte, 2002; Carvalho and Gomes, 2003; Virgós *et al.*, 2003; Paula, 2007), constant disease outbreaks (Fenner and Ross, 1994; Calvete *et al.*, 2002; Fouchet *et al.*, 2006), predation upon low abundance populations (Villafuerte, 1994; Villafuerte and Moreno, 1997) and increasing hunting pressure (Angulo, 2003; Angulo and Villafuerte, 2003; Calvete *et al.*, 2005).

The present study uses the variation in wild rabbit abundance to assess the impact of preventive forest practices related with the control of invasive species (*Acacia longifolia*). Information on rabbit abundance will allow adjusting forest practices, leading to the reduction of negative impacts thus ensuring better ecosystem management and minimizing its effects on biodiversity. The present study aims at answering the following questions: i) were there changes in rabbit abundance due to the mechanic removal of

Acacia? ; ii) Can wild rabbit populations recover from the mechanical intervention and how fast is the recovery process? iii) what technical improvements can be made to the *Acacia* eradication forestry actions in order to decrease its negative impact on local fauna?

Material and methods

Study area

Quiaios National Forest is a coastal forest, representing an area of about 6,600 ha situated in the Centre of Portugal. The area is included in the Natura 2000 network site “Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas” (PTCON055). This site comprises an area of 22,511 ha located in the Mediterranean biogeographic region (Habitat Directive, 93/43/EEC). Also, the area includes 20 important habitats that support a great number of important species (Vingada *et al.*, 2000). The area is characterized by sandy soil and smoothly undulated surface. Its altitude varies between 0 and 64 m a.s.l. There are three different landscape units in Quiaios National Forest: dune, scrubland and pine forest. Dunes refer to inter-dunar fields limited by the frontal dune and by dense pine woods, interspersed by small pine and *Acacia* spp. patches and by a particular assemblage of vegetation composed by *Salix arenaria*, *S. atrocinerea*, *Scirpus holoschoenus*, *Juncus* spp., *Carex* spp., among others, as a consequence of temporal flooding during the wet season. Scrublands correspond to burned pinewood areas, which resulted from a major forest fire in 1993 and present a developing layer of *P. pinaster* and a very well developed shrub layer constituted by *Corema album*, *Cytisus* spp., *Erica* spp., *Cistus* spp. and *Halimium halimifolium*. The pine forest area is mainly composed by *Pinus pinaster* and *P. pinea*, presenting a patchy well-developed understorey of *Myrica faya*, *Arbustus unedo* and *Acacia longifolia* (Alves *et al.*, 2006). In the last decade, the proliferation of some invasive species, especially *Acacia longifolia*, has become a critical problem, particularly in the areas affected by the 1993 forest fire. Natural ecosystems invasion by exotic species is widely recognized as a threat to native biodiversity (Samways *et al.*, 1996; Vavra *et al.*, 2007). In order to avoid the deterioration of the study area the forest authorities have been carrying out preventive activities against the spread of *Acacia* species since 2005

Control of invasive species

The mechanical interventions occurred in Autumn 2005 and 2006. The eradication program is based in the implementation of parallel bands of 2 and 4 meters, with different types of intervention. In the 2-meter bands the plant material is totally destroyed by mechanical rotary cutters pooled by tractors. Depending on the size of the material, trees can be previously cut down using chainsaws. In the 4-meter bands, all *Acacia* are removed manually (with chainsaws) and dragged to the 2-meter bands for mechanical mastication. Between the manual cut down and the mechanical mastication there was a delay of about one month that allows the plant material to dry, benefiting the mastication process. In the 2006 campaign, most tree logs were removed by local people before being mechanically ground up. As a result, there was

smaller material left to grind and the number of passages of the rotary cutter necessary to produce an effective mastication were reduced (in the majority of the 2-meter bands, the cutter equipment only passed once) when compared with the 2005 campaign, where the rotary cutter passed 3 times over the same 2-meter band.

Sampling methods

Wild rabbit abundances

Rabbit abundance estimates were performed twice a year applying the latrine count method, from summer 2002 until winter 2008. Six linear transects (800-meter long and 5-meter wide) were defined in each biotope. Latrines were differentiated according to pellet number (Iborra, 1997): (i) type A, until 50 pellets; (ii) type B, between 51 and 100 pellets; (iii) type C, with more than 100 pellets. The Abundance Index (AI) was estimated according to the following formula (for details see Sarmento and Cruz, 1998):

$$AI=(12,1C+5,1B+A)/TD$$

where, AI is the abundance index; A, B and C are the number of latrines corresponding to A, B and C types, respectively; TD is the transect distance (in meters).

Statistical analysis

The normality of data was tested through D'Agostino and Pearson tests. Because some data sets did not present a normal distribution all subsequent analysis were performed after log transformation ($\log(x+1)$). Significant differences between biotopes with respect to the overall Abundance Index were analyzed using a unifactorial analysis of variance. The influence of season in wild rabbit abundance for each biotope was tested using a paired t-test. To understand differences in the seasonal use of each biotope during the entire study, a bifactorial variance analysis was performed, using biotopes and sampling periods as independent variables. Each analysis of variance was followed by a Tukey post-hoc test (in the case of one way ANOVA) and a Bonferroni post-hoc test (in the case of two-way ANOVA). Additionally, an agglomerative and ordination analysis was used to analyze the data structure, using the Euclidean distance coefficient and the UPGMA method

Results

In what concerns the overall analysis of the average rabbit abundance (Figure 1), there were no significant differences among zones. Although the highest abundance was found in the control zone, there were no significant differences between sampling zones in the period before the intervention ($F=0.984$; $p=0.37$).

The maximum value of wild rabbit abundance (AI = 464.99) was recorded in the control area, during winter 2004, and the minimum (AI = 37.76) was reached in the 2005 mechanical control area during the winter of 2006 (Figure 2 and 3). The analysis of wild rabbit abundance variation revealed three patterns. In the first five sampling seasons, between summer 2002 and winter 2005, abundance values were similar in all sampling zones showing an ascending trend. However, a pronounced decrease was recorded in all sampling zones since winter 2005 until summer 2007, particularly in the mechanical intervention areas. Finally, a population recovery was observed in all sampled zones since summer 2007 till winter 2007/2008.

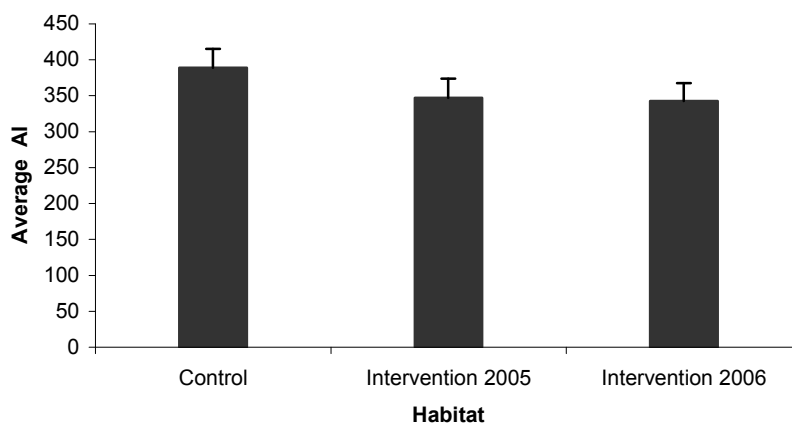


Figure 1 - Overall wild rabbit abundance in each sampling zone based on the average abundance index (AI) from all sampling seasons.

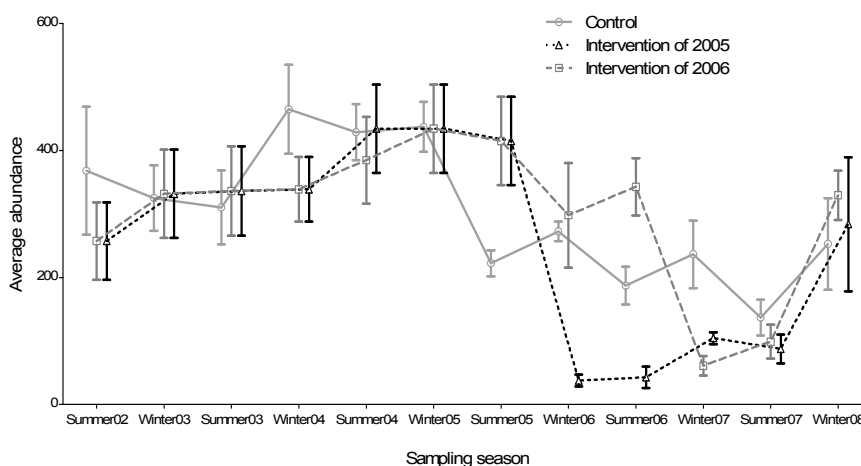


Figure 2 – Evolution of wild rabbit average abundance index throughout the study period.

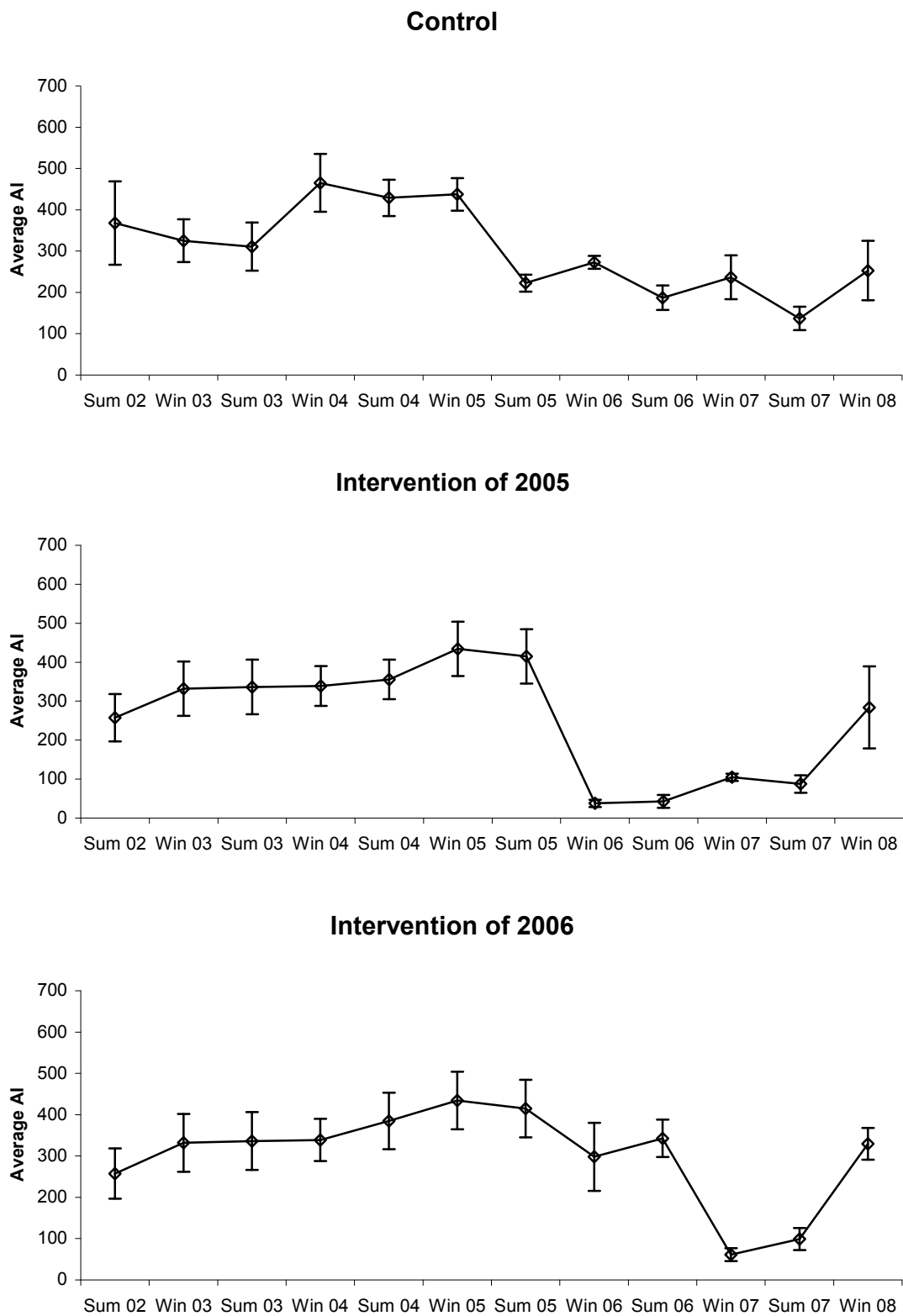


Figure 3 - Evolution of wild rabbit average abundance index (AI) throughout the study period. The points (1) and (2) indicate the dates of the mechanic intervention.

Table 1 – Two way ANOVA results to assess the effect of “sampling zone”, “sampling season” and the interaction of both factors in wild rabbit abundance. SS is the sum of squares, MS is the mean square, F is the value of F and p the probability. ***-p<0, 001 and ns-non significant

	SS	MS	F	p	
Season	6,94E+11	6,31E+10	5,493	<0,001	***
Sampling zone	1,81E+10	9,06E+09	0,7886	0,4561	ns
Season vs Sampling zone	2,87E+11	1,31E+10	1,1136	0,3132	ns

Table 2 – Krushkal-Wallis and Dunn’s Multiple Comparison test results. It only shows the values that was found to be significant

	Krushkal-Wallis	p		P
Winter 2006	11,37	0,0034	control vs intervention 2005 intervention 2005 vs intervention 2006	p<0,05 p<0,05
Summer 2006	13,20	0,0014	intervention 2005 vs intervention 2006	p<0,001
Winter 2007	8,56	0,0138	control vs intervention 2006	p<0,05

Table 3 - Bonferroni post-hoc test results to compare the sampling seasons. It only shows seasons where it was found to be significant. ***-p<0,001; **-p<0,01; *-p<0,05; ns- non significant

		Summer 2002	Winter 2003	Summer 2003	Winter 2004	Summer 2004	Winter 2005	Summer 2005	Winter 2006	Summer 2006	Winter 2007
Summer 2005	control	ns	ns	ns	**	ns	ns				
	intervention 2005	ns	ns	ns	ns	ns	ns				
	intervention 2006	ns	ns	ns	ns	ns	ns				
Winter 2006	control	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns			
	intervention 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	**			
	intervention 2006	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns			
Summer 2006	control	ns	ns	ns	**	*	*	ns	ns		
	intervention 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	**	ns		
	intervention 2006	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		
Winter 2007	control	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	
	intervention 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	*	ns	ns	
	intervention 2006	ns	ns	ns	ns	*	**	**	ns	ns	
Summer 2007	control	*	ns	ns	**	*	*	ns	ns	ns	ns
	intervention 2005	ns	ns	ns	ns	**	**	*	ns	ns	ns
	intervention 2006	ns	ns	ns	ns	*	**	*	ns	ns	ns

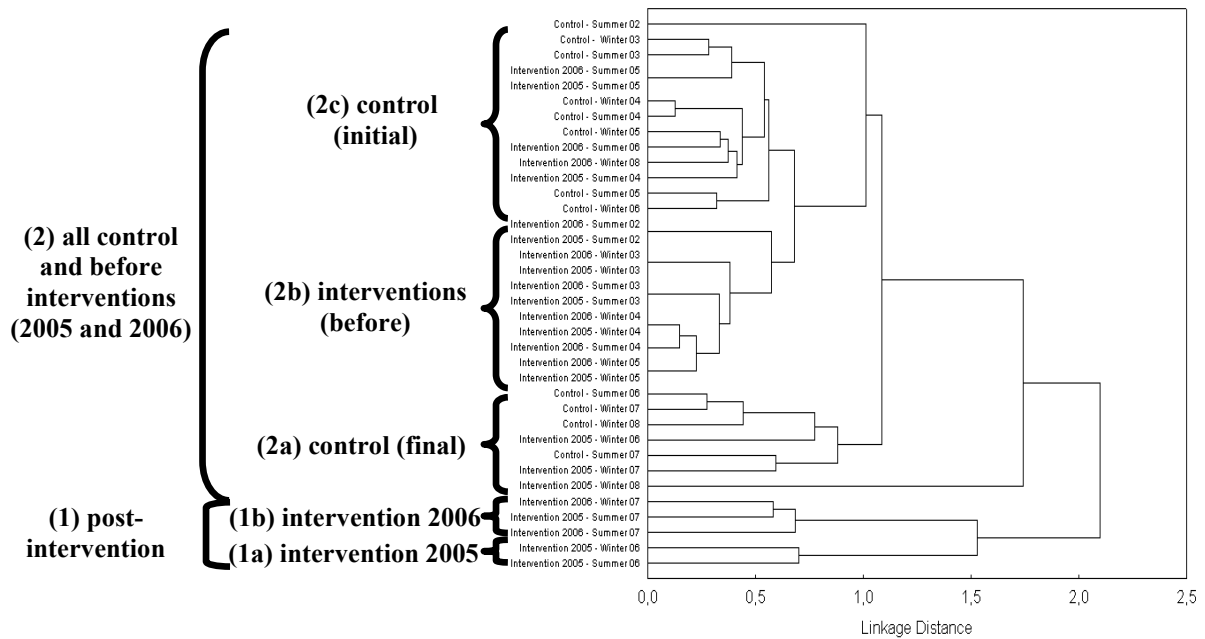


Figure 4 – Classification of the sampling periods in the different sampling zones using the Euclidean distance and the UPGMA method.

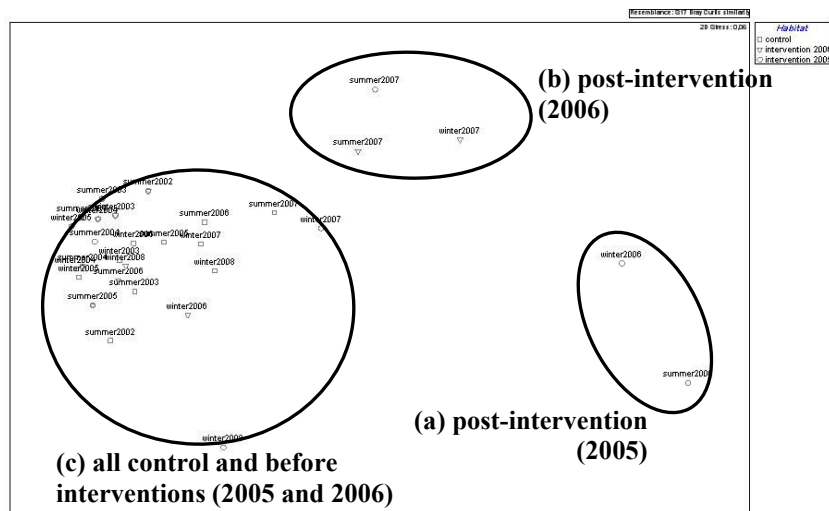


Figure 5 – Projection of the first two axis of the MDS of the sampling periods in the different sampling zones using the Euclidean distance.

The two-way analysis of variance between the studied factors (zones and season) (Table 1), only revealed significant differences in wild rabbit abundance among the different sampling seasons ($F=5.493$, $p<0.001$). However, significant differences between sampling zones, were detected comparing abundance indices for each sampling season (Table 2). During winter 2006, the 2005 mechanical intervention area was significantly different from the control area ($p<0.05$) and also from the 2006

mechanical intervention area ($p < 0.05$). In summer 2006, significant differences were only found between both mechanical intervention areas ($p < 0.001$). Finally, in winter 2007 it was only possible to find significant differences between the 2006 mechanical intervention area and the control area ($p < 0.05$). Comparing the evolution of the abundance indices throughout the study period in both intervention zones (Table 3), significant differences were observed between the periods before and after the mechanical intervention (Bonferroni post hoc).

The agglomerative analysis (Figure 4 and 5) divided the different samples in two main groups. The first group includes abundance estimates obtained after mastication in both intervention zones, separating rabbit abundances referring to the 2005 from the 2006 interventions. In the second group, it was possible to observe a separation in 3 sub-groups: the first group aggregates samples obtained in the control area from the final sampling seasons of the study period; the second sub-group joins samples obtained from both intervention areas before the mechanical interventions; and finally the third sub-group includes the control area samples from the initial phase of study.

Discussion

The present study confirmed that mechanical interventions produce negative impacts with a clear reduction of wild rabbit abundances. However, both intervention areas presented differentiated impacts and recovery times. These differences were probably derived from the mechanical intervention methodology. The one-month period between manual cut and grinding during the 2005 intervention allowed rabbits to use the cut logs as shelter. Because of that during the grinding process a high number of animals were killed during the passage of the grinding equipment. On the contrary, during the second campaign a great part of the material was removed, thus reducing substantially the shelter possibility and minimizing the risk of being caught by the grinding equipment. Likewise, the method used in 2005 was more aggressive and apart from the direct mortality, it induced more wild rabbit to leave the area, since the same intervention bands were grind more than once in order to destroy the bigger logs. The absence of registered rabbit deaths in 2006, together with the fact that the grinding machinery was only used once in each 2-meter band allowed a faster recolonization process.

However, based on the results obtained from the control area, it is also necessary to have in mind the possible effects of biotic and environmental factors. The fact that the populations recovery occurred simultaneously in all monitored areas can indicate that a conjugation of several aspects, related with food availability, competition, predation, etc., allowed populations to recover differently from low abundance values induced by the mechanical interventions (Virgós *et al.*, 2003). Both mechanical interventions have occurred during a period of pronounced drought that lasted from 2004 until 2007 (Morgado *et al.*, unpubl. data). Therefore, apart from the effects of the mechanical intervention to control acacia, the rabbit population in this area was already suffering a small decline due to the lack of water and consequent shortage of food resources. The recovery process observed in the last sampled seasons is clearly associated with a recovery of food resources after a more wet winter in this region. This fact emphasises that while the occurrence of a single limiting factor can be enough to induce the decline

of a population, the conjugation of several favourable factors is needed for the recovery of the species without restrictions (Ferreira, 2003).

The absence of significant differences in wild rabbit abundance between the studied zones, when considering the all sampling periods, seems to be due to the similar abundances registered before the interventions. However, when analyzing each sampling season individually, significant differences between sampling zones were observed. As expected, differences between control and intervention zones were significant in sampling seasons after mechanical interventions, thus emphasising the importance of an appropriate temporal study scale to infer about the variation of population effectives (Cabrera-Rodriguez, in press). It is essential to implement regular and long-term monitoring programs of population variations and understand the consequences of applied ecosystem management methodologies (Paula, 2007; Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

Concerning the control of invasive species (particularly of *Acacia* spp.), it is necessary to devise alternative methodologies that imply smaller impacts upon native species populations and that are more efficient than those currently applied.

The methodology that was monitored in this study is presently used in many state and private forests in Portugal. The use of mechanical mastication equipment towed by tractors is becoming a common forestry practice because it requires limited manpower, it is cost and time effective. However, the high risks of significantly affecting several animal populations should be considered, especially when referring to forests encompassing protected habitats and high biodiversity records.

One possible solution is to use less mechanized practices where the *Acacia* can be cut down and moved to a certain number of designated spots inside the intervention area. In this method, grinding takes place using wood clippers and not towed grinding equipments, thus reducing disturbance and the risk of mortality inside a smaller intervention area.

Biological control is another methodology that proved to be successful in controlling *Acacia* species. In the particular case of *Acacia longifolia*, this method was applied successfully in South Africa, since the beginning of the 1980s, through the introduction of *Trichilogaster acaciaelongifoliae* (Hoffmann *et al.*, 2005). *Trichilogaster acaciaelongifoliae* is an Australian insect included in the Brachyscelidiphaginae sub-family and Pteromalidae family (Freitas *et al.*, 2001). This species affects both reproductive and vegetative parts of these plants having proved to be an excellent biocontrol agent (Hoffmann *et al.*, 2005). However, caution is advised when dealing with the introduction of biological control agents. Previous tests on the secondary effects of biological control agents on native biodiversity are crucial (Freitas *et al.*, 2001).

The results obtained in this study underpin the importance of the wild rabbit in the Iberian ecosystems given that it is endowed with specific characteristics. In fact, the wild rabbit is a key species of some ecosystems, its biology and ecology are relatively well studied, it is common in a wide diversity of habitats and it is easily monitored (e.g., Thompson and King, 1994). Additionally, it acquires a bigger importance due to its economic and social component (Borges, 2004), as well as due to its drastic decline verified in the majority of mediterranean ecosystems (Angulo, 2003; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Its potential as indicator species depends on the control of a vast set of factors such as climate parameters (Palomares, 2003; Scalan *et al.*, 2006; Rueda *et al.*, in press), diseases (Calvete *et al.*, 2002; Fouchet *et al.*, 2006) or hunting pressure (Angulo and Villafuerte, 2003; Calvete *et al.*, 2005), given that these factors can cause

inter-annual fluctuations in population effectiveness (Angulo and Villafuerte, 2003; Palomares, 2003). Simultaneously, in the analysis of wildlife population fluctuations on a wider scale, one must also consider the variability inherent to each species, which may often overlap the remaining factors (Pearce and Venier, 2005).

The results of this study emphasise that the use of indirect census methods, such as the latrine count methodology (Villafuerte and Jordan, 1991), produces reliable data. Furthermore, as described in Alves (2004) this monitoring methodology can be easily applied. This work also showed that wild rabbit abundances obtained from long-term monitoring programs can provide reliable and comparable results, which may help to understand the consequences of more mechanized forestry practices, thus contributing to a more sustainable management of mediterranean forest areas.

References

- Alves J (2004) O efeito da *Acacia longifolia* na densidade e dieta de coelho bravo numa zona dunar do Centro de Portugal. Relatório de estágio. Universidade do Minho
- Alves J, Vingada J, Rodrigues P (2006) The wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) diet on a sand dune area in central Portugal: a contribution towards management. *Wild. Biol. Pract.* 2:63-71
- Angulo E (2003) Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade Complutense de Madrid, 132 pp
- Angulo E, Villafuerte R (2003) Modelling hunting strategies for the conservation of Wild rabbit populations. *Biol. Conserv.* 115:291-301
- Bengtsson J, Nilsson SG, Franc A, Menozzi P (2000) Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For. Ecol. Manage.* 132:39-50
- Bodin P, Wiman BLB (2007) The usefulness of stability concepts in forest management when coping with increasing climate uncertainties. *For. Ecol. Manage.* 242:541-552
- 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. 105 pp
- Butterfield J, Luff ML, Baines M, Eyre MD (1995) Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. *For. Ecol. Manage.* 79:63-77

- Cabral, M. J. (coord); Almeida J., Almeida PR, Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M. E., Palmeirim J. M., Queiroz A. I., Rogado L. e Santos-Reis M. (eds.) (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 660 pp
- Cabrera-Rodriguez F (in press) Seasonal abundance and management implications of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on La Palma, Canary Islands. Wildl. Biol. Pract. 4:00-00.
- Calvete C, Angulo E, Estrada R (2005) Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. Biol. Conserv. 121:623-634
- Calvete C, Estrada R, Villafuerte R, Osácar JJ, Lucientes J (2002) Epidemiology of viral haemorrhagic disease (VHD) and myxomatosis in a free-living populations of wild rabbit. The Veterinary Record 150:776-782
- Carvalho JC, Gomes P (2003) Habitat suitability model for European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) with implications for restocking. Game and Wildlife Science. 20(4):287-301
- Delibes M, Hiraldo F (1981) The rabbits as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. In: Proceedings of the World Lagomorph Conference (1981) Ed. K. Myers and C.D. McInnes, pp: 614-622. Univ. Guelph, Ontario
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. Biodivers. Conserv. 17:559-574
- Delibes-Mateos M, Redpath SM, Angulo E, Ferreras P, Villafuerte R (2007) Rabbit as a keystone species in southern Europe. Biol. Conserv. 137:149-156
- Drever MC, Aitken KEH, Norris AR, Martin K (2008) Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. Biol. Conserv. 141:624-634
- Ferreira C. (2003). Avaliação da eficácia da gestão de habitat em populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 72 pp
- Fouchet D, Marchandeu S, Langlais M, Pontier D (2006) Waning of maternal immunity and the impact of diseases: The example of myxomatosis in natural rabbit populations. J. Theor. Biol. 242:81-89
- Freitas H, Marchante E, Gonçalves T, Marchante H, Maia J, Reis M, Struwe S, J Hoffmann (2001) Programa de Ensaio Controlado de *Trichilogaster acaciaelongifoliae*, para controlo biológico de *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. 21 pp. http://www1.ci.uc.pt/invasoras/files/doc_cb.pdf
- Hanley TA (1996) Potential role of deer (Cervidae) as ecological indicators of forest management. For. Ecol. Manage. 88:199-204

- Hoffmann JH, Impson FAC, Moran VC, Donnelly D (2005) Biological control of invasive golden wattle trees (*Acacia pycnantha*) by a gall wasp, *Trichilogaster* sp. (Hymenoptera: Pteromalidae), in South Africa. *Biol. Control*. 25:64-73
- Iborra O, Lumaret J-P (1997) Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia*. 61:205-218
- Kavanagh RP, Stanton MA (2005) Vertebrate species assemblages and species sensitivity to logging in the forest of north-eastern New South Wales. *For. Ecol. Manage.* 209:309-341
- Landres PB, Verner J, Thomas JW (1988) Ecological use of vertebrate indicator species: a Critique. *Conserv. Biol.* 2:316-328
- Lindenmayer DB (1999) Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *For. Ecol. Manage.* 115:277-287
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, Donnelly CF, Lesslie R (2002) On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *For. Ecol. Manage.* 159:203-216
- Lundström-Gilliéron C, Schlaepfer R (2003) Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe. *Ecol. Modell.* 168:283-301
- Mankin PC, Warner RE (1999) A regional model of the eastern cottontail and landuse changes in Illinois. *J. Wildl. Manage.* 63:956-963
- Moreno S, Villafuerte R (1995) Traditional Management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biol. Conserv.* 73:81-85
- Noss RF (1999) Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *For. Ecol. Manage.* 115:135-146
- Palomares F (2003) The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits. *Mamm. Biol.* 68:224-234
- Paula AS (2007) Contribuição para o estudo do Coelho-bravo na Reserva Natural da Serra da Malcata. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecosistemas apresentada ao Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro. 50 pp
- Pearce J, Venier L (2005) Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *For. Ecol. Manage.* 208:153-175
- Pearman PB, Weber D (2007) Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biol. Conserv.* 138:109-119
- Rueda M, Rebollo S, Gálvez-Bravo L, Escudero A (2008) Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of

seasonal changes. Journal of Arid Environments.
doi:10.1016/j.jaridenv.2008.03.006

- Samways MJ, Caldwell PM, Osborn R (1996) Ground-living invertebrate assemblages in native, planted and invasive vegetation in South Africa. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 59:19-32
- Scalan JC, Berman DM, Grant WE (2006) Population dynamics of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in north eastern Australia: Simulated responses to control. *Ecol. Modell.* 196:221-236
- Thompson HV, King CM (eds.)(1994) *The European Rabbit. The History and Biology of a Successful Colonizer*. Oxford University Press. Oxford. New York. Tokyo. 245 pp.
- Varma VK, Ferguson I, Wild I (2000) Decision support system for the sustainable forest management. *For. Ecol. Manage.* 128:49-55
- Vavra M, Parks CG, Wisdom MJ (2007) Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. *For. Ecol. Manage.* 246:66-72
- Villafuerte R, Moreno S (1997) Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriol.* 42(2):225-230
- Villafuerte, R. (1994). Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus*, en el Parque Nacional de Doñana. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade de Córdoba. 228 pp
- Villafuerte R. (2002). *Oryctolagus cuniculus*. Atlas de los Mamíferos Terrestres de España, pp. 464-467, Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid
- Villafuerte R, Jordan G (1991) Valoración y manejo de especies silvestres: el conejo. Aplicación en la gestión. Centre de Recursos i Documentació del Castell de Montesquiú
- Vingada, J.V., Eira, C., Cancela, J. Soares, A. M. V. M. (2000) "Costa de Quiaios-Mira – uma zona importante a conservar". Relatório final do projecto 95/A23/119/MLTRG "RECOGNIZE – Conhecer para Proteger" âmbito do Programa LIFE.
- Virgós E, Cabezas-Díaz S, Malo A, Lozano J, López-Huertas D (2003) Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol.* 48:113-122

ANEXO II

Effects of severe drought on the use of habitat by wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a coastal area in Portugal.

Abstract

The wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) plays a determinant role in the terrestrial trophic web and it is considered a key species in Iberian ecosystems. However, several factors including habitat loss and fragmentation, diseases, predation and high hunting pressure led to a striking decline of wild rabbit populations throughout most mediterranean ecosystems. Therefore, it is crucial to obtain more information on parameters that are liable to influence rabbit population dynamics. This study focused on the wild rabbit population abundance in Quiaios National Forest, a coastal pine tree forest included in a Natura 2000 network site located in the centre of Portugal. In particular, the present study aimed at evaluating the impact of severe drought on wild rabbit populations. The wild rabbit abundance was monitored twice a year during six years (summer 2002 until winter 2007/2008) in predefined areas. In order to assess rabbit abundance the latrine count methodology was used along the sampling areas. The following habitats were defined: dense scrublands, scrublands with low densities of *Acacia* sp., *Acacia* sp., sparse pine forest, dense pine forest and sand dune. The highest rabbit abundance was registered in scrublands with mediterranean shrubs as dominant plant species, whereas the lowest values were registered in pine forests. Unlike previous studies, rabbit abundance was stable throughout the year. This might be related with the lack of hunting pressure in the study area, which is included in a hunting refuge for more than 50 years. However, with respect to the drought effects, a strong reduction in rabbit abundance was recorded during the most severe years. Moreover, it was possible to verify that the drought effect was habitat dependent. In fact, the rabbit abundance decrease was less pronounced and not significant in sand dunes and scrublands invaded with *Acacia longifolia*. The prevailing vegetation in those areas (well-adapted to severe drought events) allows maintaining adequate food resources thus preventing the rabbit abundance decline

Introduction

The wild rabbit is a key species in Iberian Peninsula ecosystems (Delibes-Mateos *et al.*, 2007), being the main prey to a large number of vertebrate predators, including species of great conservation value (Delibes and Hiraldo, 1981). Furthermore, the wild rabbit may produce significant habitats changes through selective plant consumption, seed dispersal, latrine formation and burrow digging (Soriguer, 1983; Dellafiore *et al.*,

2006; Delibes-Mateos *et al.*, 2007). Additionally, in the Iberian Peninsula the economic and social importance of the wild rabbit is considerable, especially as a game resource (Angulo and Villafuerte, 2003; Borges, 2004; Monzón *et al.*, 2004). In the last decade several wildlife agencies and associations have invested their resources in understanding the decline of rabbit populations, caused by both Myxomatosis and Rabbit Hemorrhagic Disease (Villafuerte and Moreno, 1991; Fenner and Ross, 1994; Delibes-Mateos *et al.*, 2008), aggravated by habitat loss and fragmentation (Moreno and Villafuerte, 1995; Virgós *et al.*, 2003) and by an increasing hunting pressure (Angulo, 2003). Therefore, the study of factors that regulate rabbit populations is quite relevant and actual. Climate is one of the most important factors that have been cited as a population effective regulator (Delibes and Calderón, 1979). The wild rabbit is adapted to quite diverse environments although it is known to be more abundant in hot and arid areas. However, on a more detailed landscape scale the wild rabbit shows preference for the vicinity of water flows (Villafuerte, 2002). Scalan *et al.*, (2005) showed that wild rabbit populations decline drastically during severe drought periods. There are direct and indirect effects of climate on wild rabbits. In fact, climate regulates vegetal production and provokes problems to lactating females related with water balance and thermoregulation (Scalan *et al.*, 2006). Any climatic phenomenon that decreases food availability and/or quality will have, subsequently, repercussions in wild rabbit populations (Cooke, 1974). Food quality is one of the most crucial factors influencing the intensity and duration of rabbit's reproductive season (Soriguer, 1983; Villafuerte and Jordan, 1991). During seasons with less suitable conditions, females are less receptive to mate and an interruption in reproduction occurs (Villafuerte and Jordan, 1991). During this period, a strong increase in mortality rate is usually observed, because drought will induce plant depletion in rabbit territories and in their feeding grounds (Rueda *et al.*, in press). This depletion will force rabbits to go farther away from their dens thus increasing predation risk (Moreno and Villafuerte, 1996; Palomares and Delibes, 1997; Villafuerte and Moreno, 1997).

Material and methods

Study area

Quiaios National Forest is a coastal forest, representing an area of about 6,600 ha situated in the Centre of Portugal. The area is included in the Natura 2000 network site "Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas" (PTCON055). This site comprises an area of 22,511 ha located in the Mediterranean biogeographic region (Habitat Directive, 93/43/EEC). Also, the area includes 20 important habitats that support a great number of important species (Vingada *et al.*, 2000). The area is characterized by sandy soil and smoothly undulated surface. Its altitude varies between 0 and 64 m a.s.l. There are three different landscape units in Quiaios National Forest: dune, scrubland and pine forest. Dunes refer to inter-dunar fields limited by the frontal dune and by dense pine woods, interspersed by small pine and *Acacia* spp. patches and by a particular assemblage of vegetation composed by *Salix arenaria*, *S. atrocinerea*, *Scirpus holoschoenus*, *Juncus* spp., *Carex* spp., among others, as a consequence of temporal flooding during the wet season. Scrublands correspond to burned pinewood areas, which resulted from a major forest fire in 1993 and present a developing layer of *P. pinaster* and a very well developed shrub layer constituted by *Corema album*, *Cytisus*

spp., *Erica* spp., *Cistus* spp. and *Halimium halimifolium*. The pine forest area is mainly composed by *Pinus pinaster* and *P. pinea*, presenting a patchy well-developed understorey of *Myrica faya*, *Arbustus unedo* and *Acacia longifolia* (Alves *et al.*, 2006). In the last decade, the proliferation of some invasive species, especially *Acacia longifolia*, has become a critical problem, particularly in the areas affected by the 1993 forest fire.

Sampling methods

According to Alves (2004), the wild rabbit abundance was monitored in the following biotopes (i) dense scrublands; (ii) scrublands with low density of *Acacia longifolia*; (iii) scrublands with high densities of *Acacia longifolia*; (iv) sparse pine forest; (v) dense pine forest; and (vi) dune.

Wild rabbit abundances

Rabbit abundance estimates were performed twice a year applying the latrine count method, from summer 2002 until winter 2008. Six linear transects (800-meter long and 5-meter wide). were defined in each biotope. Latrines were differentiated according to pellet number (Iborra, 1997): (i) type A, until 50 pellets; (ii) type B, between 51 and 100 pellets; (iii) type C, with more than 100 pellets. The Abundance Index (AI) was estimated according to the following formula (for details see Sarmento and Cruz, 1998):

$$AI=(12,1C+5,1B+A)/TD$$

where, AI is the abundance index; A, B and C are the number of latrines corresponding to A, B and C types, respectively; TD is the transect distance (in meters).

Statistical analysis

The normality of data was tested through D'Agostino and Pearson tests. Because some data sets did not present a normal distribution all subsequent analysis were performed after log transformation ($\log(x+1)$). Significant differences between biotopes with respect to the overall Abundance Index were analysed using a unifactorial analysis of variance. The influence of season in wild rabbit abundance for each biotope was tested using a paired t-test. To understand differences in the seasonal use of each biotope during the entire study, a bifactorial variance analysis was performed, using biotopes and sampling periods as independent variables. Each analysis of variance was followed by Tukey's post-hoc test (in the case of one way ANOVA) and a Bonferroni post-hoc test (in the case of two-way ANOVA).

Additionally, an agglomerative and ordnance analysis was used to analyze the data structure, using the Euclidean distance coefficient and the UPGMA method.

Results

In what concerns the overall analysis of the abundance indices between biotopes (Figure 1), it was verified that only sparse forest and dense forest were significantly different from the remaining biotopes (Tukey's test, $p < 0.001$). It was also possible to find that despite the low abundance indexes the difference between these two biotopes was also significant ($p < 0.05$). In the remaining areas, the average abundance values were quite similar, varying between 311.24 in dense scrubland and 293.90 in dunes.

In Figure 2 it was possible to verify that the maximum value recorded during the study was reached in scrubland with low densities of *Acacia longifolia* during winter 2008 (501.72). The minimum value was recorded in dense pine forest in summer 2003, winter 2004, summer 2005 and winter 2006 when no latrines were observed. The abundance fluctuation trends (Figure 3) indicate three groups of biotopes. The first group includes those biotopes with higher rabbit abundance, such as scrublands with low density of *Acacia longifolia* and dense scrubland zones. Nevertheless, both biotopes presented opposing abundance trends. In fact, a positive trend in rabbit abundance was detected in scrubland with low densities of *Acacia longifolia*, while dense scrubland tends to show an abundance decline. The second group is composed by scrublands with high *Acacia longifolia* densities and dune zones. These biotopes were characterized by medium wild rabbit abundances and in both cases it was not possible to observe defined population trends. The third group includes pine forest areas that presented very low rabbit abundances throughout all sampling seasons. The species abundance in sparse pine forest decreased until summer 2005 and increased from then on. No clear trend was detected in dense pine forest areas.

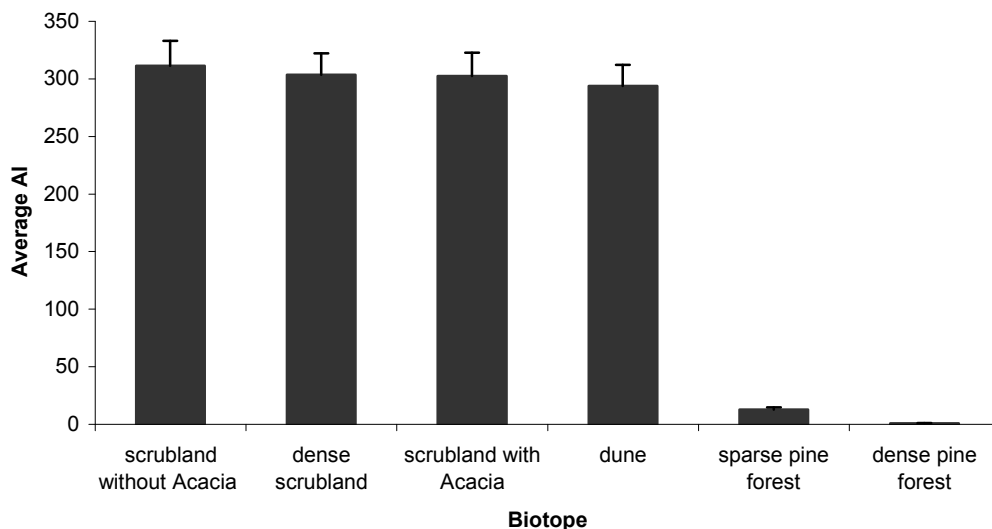


Figure 1 - Overall wild rabbit abundance in each biotope based on the average abundance index (AI) from all sampling seasons.

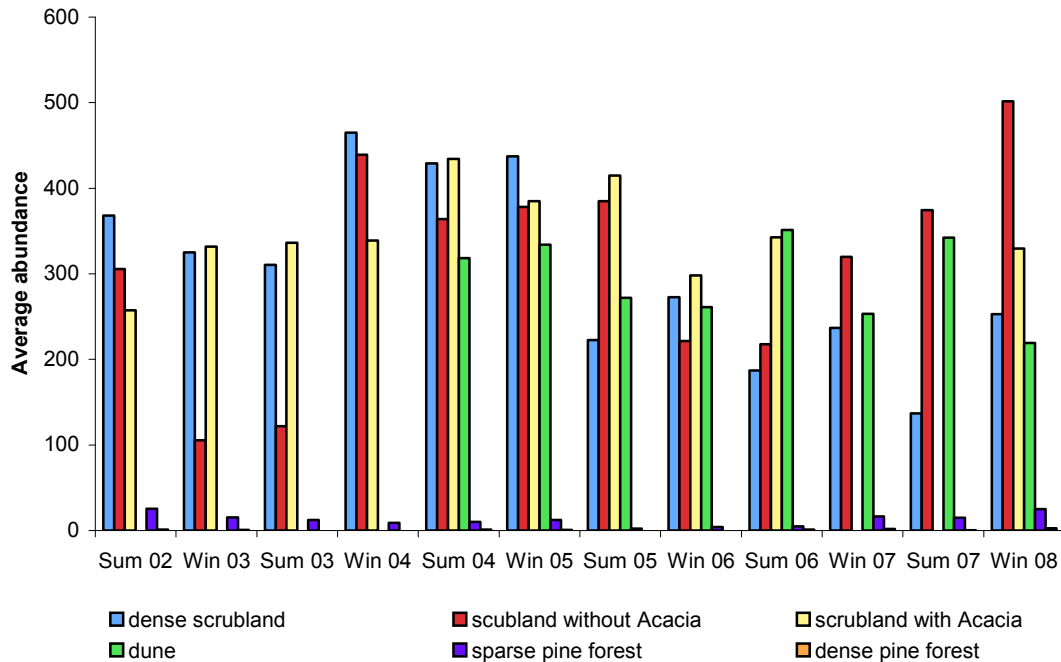


Figure 2 – Evolution of wild rabbit abundances in each biotope based on the average abundance index (IA), during the studied period.

In what concerns differences between seasons of the same year (summer vs. winter) all comparisons revealed no significant differences among abundances, except for scrublands (t-test, $t=2.853$; $p=0.0072$) where rabbit abundance was higher in winter.

Assessing the abundance variation in relation to biotopes and sampling seasons (Table 1), significant differences were found between biotopes ($F=446.9$; $p<0.001$) and between sampling seasons ($F= 5.657$; $p<0,001$). The interaction between both factors was also significant ($F=3.964$; $p<0.001$). The factor “biotope” explained 76.91% of the total variation, the interaction and the sampling season, explained 7.5% and 2.68%, respectively.

Table 2 shows the significant declines that occurred in both scrublands with low densities of *Acacia longifolia* and dense scrublands during the drought period. In scrublands with low density of *Acacia longifolia* the population has been recovering since winter 2007. On the contrary, no recovery was observed in dense scrublands and population levels remain low. No significant decreases in rabbit abundances were detected in the other studied biotopes.

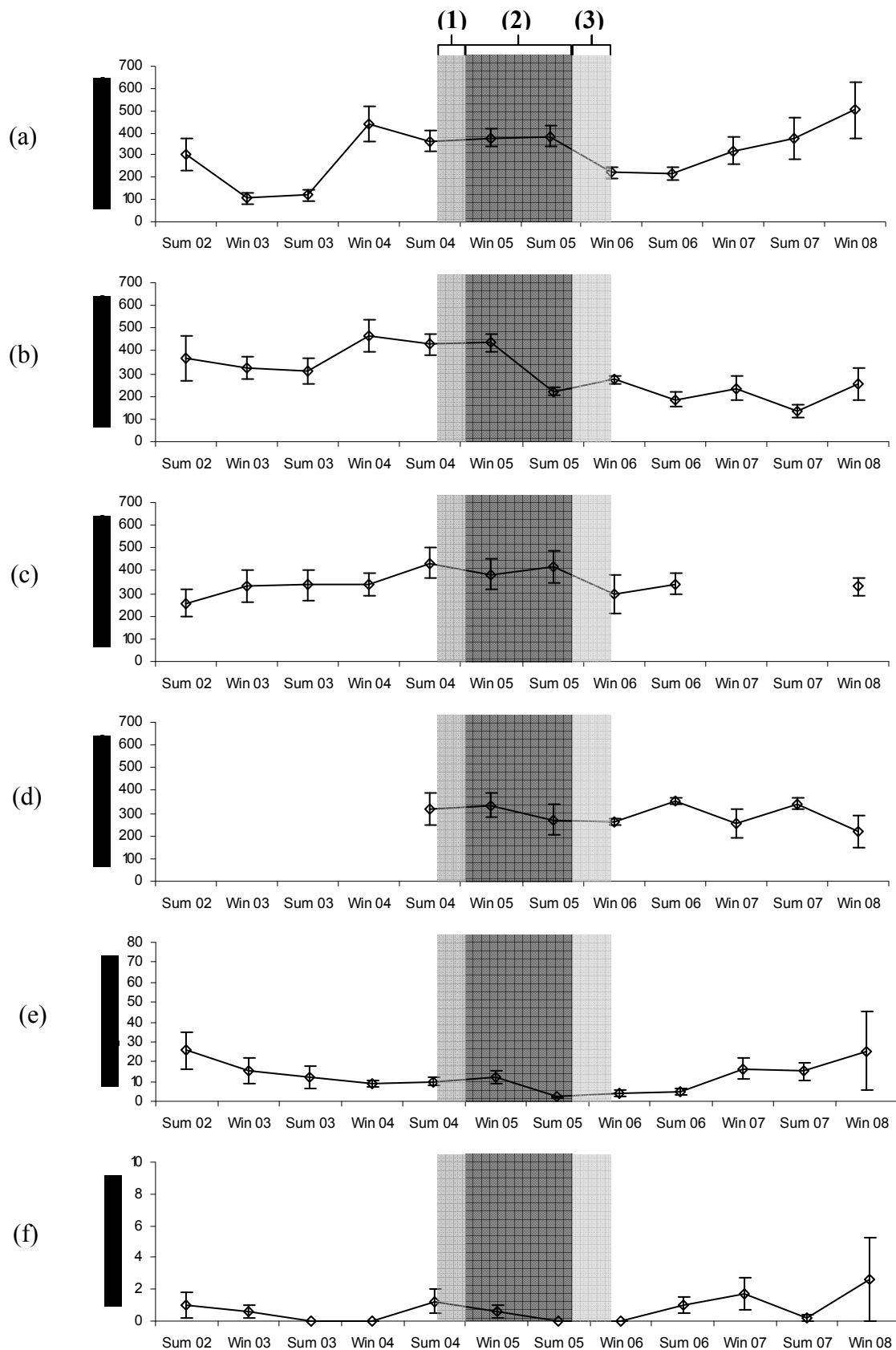


Figure 3 – Evolution of rabbit average abundance in each biotope a) scrubland without *Acacia longifolia*; b) dense scrubland; c) scrubland with *Acacia longifolia*; d) dune; e) sparse pine forest; f) dense pine forest. Shaded area correspond to the drought period: (1) severe drought; (2) extreme drought; (3) moderate drought: Scales are different!

Table 1 – Two way ANOVA results to assess the effect of “sampling zone”, “sampling season” and the interaction of both factors in wild rabbit abundance. SS is the sum of squares, MS is the mean square, F is the value of F and p the probability. ***-p<0, 001

	SS	MS	F	p	
Sampling season	6,01E+05	5,46E+04	137,0	<0,001	***
Biotope	8,43E+06	1,69E+06	4,439	<0,001	***
Sampling season vs Biotope	2,08E+06	3,77E+04	3,066	<0,001	***

Table 2 - Bonferroni post-hoc test results to compare the sampling seasons. It only shows seasons where it was found to be significant. ***-p<0,001; **-p<0,01; *-p<0,05; ns- non significant

		Summer 2002	Winter 2003	Summer 2003	Winter 2004	Summer 2004	Winter 2005	Summer 2005	Winter 2006
Winter 2003	scrublands without acacia	**							
Summer 2003	scrublands without acacia	**							
	scrublands with acacia	**							
Winter 2004	scrublands without acacia		***	***					
Summer 2004	scrublands without acacia		***	***					
Winter 2005	scrublands without Acacia		***	***					
Summer 2005	scrublands without Acacia		***	***					
	dense scrublands				**	*	*		
Winter 2006	scrublands without Acacia				*				
Summer 2006	scrublands without Acacia				*				
	dense scrublands				***	**	***		
Winter 2007	scrublands without Acacia		***	**					
	dense scrublands				**	*	*		
Summer 2007	scrublands without Acacia		***	***					
	dense scrublands	**	**	*	***	***	***		*
Winter 2008	scrublands without Acacia		***	***				**	**
	dense scrublands				**		*		

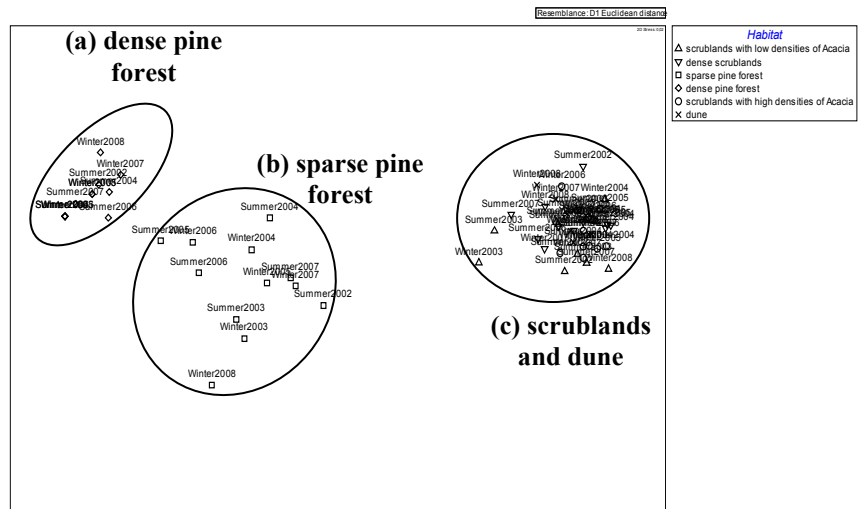


Figure 4 – Projection of the first two axis of the MDS of the sampling periods in the different sampling zones using the Euclidean distance.

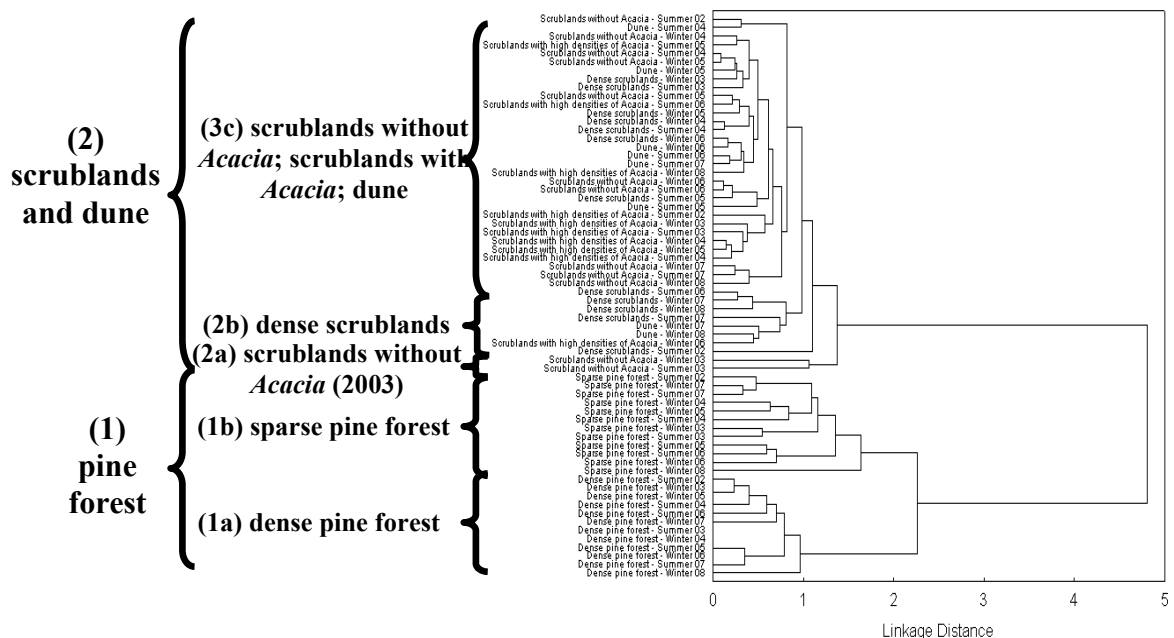


Figure 5 – Classification of the sampling periods in the different sampling zones using the Euclidean distance and the UPGMA method.

Discussion

The wild rabbit occurs throughout the entire Iberian Peninsula and its population densities usually vary according to biotope characteristics as well as environmental factors such as climate, topography and type of soil (Calvete *et al.*, 2004; Monzón *et al.*, 2004).

The present results relative to habitat selection emphasise that in coastal areas the wild rabbit is more abundant in biotopes dominated by shrubs. The strong occurrence of *Acacia longifolia* in some of the areas, contributes to a decrease in rabbit abundance, but it still allows for relatively high abundances. The front dunes and their inter-dunar fields are also another habitat associated with average abundances. The areas covered with pine forest regardless of pine and shrub density are the two biotopes where low abundances were systemically registered. These findings are similar to previous studies in different areas of the Iberian Peninsula that describe higher rabbit abundance in areas with mediterranean vegetation (Martins and Borralho, 1998; Virgós *et al.*, 2003).

Part of this work was conducted during a period of severe drought, allowing us to investigate the probable negative impacts on wild rabbit populations. The seasonal variation pattern showed the existence of a declining trend during the drought period, which confirms our initial hypothesis. Interestingly, the same decreasing trend was not observed in all biotopes, thus emphasising the importance of habitat characteristics to wild rabbit population stability and survival in critical situations such as severe drought. The abundance differences among biotopes are probably related with the dominant vegetation in each zone and with the microclimatic conditions that each vegetation type produces at the soil level. Both sand dune vegetation and *Acacia longifolia* are well-adapted to dry environments and are desiccation resistant (Pinho *et al.*, 2003). Therefore, drought periods do not produce a striking effect on food availability and quality and, consequently, in rabbit reproduction and survival (Cooke, 1974; Delibes and Calderón, 1979; Villafuerte, 1994). Dunes are located closer to the sea, which contributes to more humid nights resulting in higher water availability. In the case of scrublands with *Acacia longifolia*, it is important point out that the dense canopy presented by these alien plants increases shadow and humidity at soil level, while decreasing air temperature. These microclimate conditions are more suitable to the survival of some herbaceous plants subsequently allowing for the survival of wild rabbits. According to Alves *et al.* (2006), the wild rabbit diet in Quiaios National Forest is characterized by a selective and opportunistic behaviour that depends on plant availability, development and nutritional value. The latter authors compared rabbit diet in the study area (based on graminoid plants from humid areas, when available) to rabbit diet in Dutch dunes (where rabbits prefer plants from dry areas) and concluded that water may be a limiting factor in Portugal. Therefore, wild rabbits tend to balance water shortage by selecting plants with higher water content. Rueda *et al.* (in press) obtained similar results in a *dehesa* habitat characterized by low precipitation and drought periods in summer. It is surprising to note that biotopes with higher rabbit abundance, presented stronger rabbit declines. Biotopes such as dune and scrubland with high densities of *Acacia longifolia* presented greater wild rabbit stability, although usually with lower abundances. In relation to both pine forests, the abundance indices were always too low to infer about the drought effects but a decline coincident with this period was also observed, especially in sparse pine forest. Martins and Borralho (1998) and Virgós *et al.* (2003) obtained similar results referring to pine forests as low suitability habitats that provide low protection and bad quality feeding areas. Affected populations also showed different trends in the post drought period. In scrublands with

low *Acacia longifolia* density rabbit populations presented a significant recovery, whereas in dense scrublands the low rabbit abundance levels were maintained and no recovery was registered.

The general absence of differences in abundance indices between summer and winter sampling seasons is a surprising result given that the majority of studies on wild rabbit abundance describe a remarkable seasonality (Angulo and Villafuerte, 2003; Palomares, 2003; Cabrera-Rodriguez, in press). A maximum annual value during summer and a minimum during winter was to be expected, due to the greater reproductive intensity that occurs between February and June leading to a strong increase in population recruitment (Villafuerte, 1994; Rueda *et al.*, in press). After this period a strong decline during winter is usually associated with a pause in reproduction, the worst climatic conditions and hunting. Paula (2007) verified a similar lack of seasonality in rabbit abundance in Reserva Natural da Serra da Malcata (Portugal). This author argues that sampling did not occur in the periods of maximum and minimum rabbit population peaks, concluding that the winter sampling should occur in November. However, in La Palma (Spain) Cabrera-Rodriguez (in press) obtained the minimum annual value in January thus coinciding with our sampling period. Therefore, it seems that fluctuations may be associated with other factors such as habitat and climate types, which could influence seasonal variations. Another important aspect possibly contributing to the lack of seasonal fluctuations is the fact that this study was conducted in a game refuge where the wild rabbit is not hunted for more than 50 years. The lack of hunting pressure during the winter period may be the reason why the seasonal winter decline is not observed and a more stable population dynamic is observed with inter-annual fluctuations instead of seasonal fluctuations. The inter-annual fluctuations might be associated with disease outbreaks (Fenner and Ross, 1994), predator's fluctuations (Villafuerte, 1994) and climatic changes such as droughts or floods (Palomares, 2003).

Several authors referred the importance of monitoring studies to evaluate wild rabbit population fluctuations (Ferreira, 2003; Paula, 2007; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Given the susceptibility of this species to several factors such as climate (Palomares, 2001; Scalan *et al.*, 2006), diseases (Marchandeanu *et al.*, 1998) and hunting (Angulo and Villafuerte, 2003; Calvete *et al.*, 2005) the conservation of populations and the entire ecosystem is at risk and it is essential to implement long-term monitoring programs (Delibes-Mateos *et al.*, 2007). The effects of severe droughts may be minimized by establishing feeding grounds associated to a network of water points and also by incrementing the quality of feeding areas (Paula, 2007). However, it is noteworthy that these management actions should not simply aim at the promotion of a strong population increment. Other management actions are required to maintain viable long-term stable populations. In fact, our results have proven that the major declines during the drought period occurred in those areas which presented higher rabbit abundance. This clearly indicates that rabbit abundance was near the carrying capacity of those biotopes. In this situation drastic events may have more severe consequences. In order to achieve stable wild rabbit populations and minimize impacts of unfavourable periods further research is needed in order to develop better management actions.

References

- Alves J (2004) O efeito da *Acacia longifolia* na densidade e dieta de coelho bravo numa zona dunar do Centro de Portugal. Relatório de estágio. Universidade do Minho
- Alves J, Vingada J, Rodrigues P (2006) The wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) diet on a sand dune area in central Portugal: a contribution towards management. *Wildl. Biol. Pract.* 2:63-71
- Angulo E (2003) Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade Complutense de Madrid, 132 pp
- Angulo E, Villafuerte R (2003) Modelling hunting strategies for the conservation of Wild rabbit populations. *Biol. Conserv.* 115:291-301
- 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. 105 pp
- Cabrera-Rodriguez F (in press) Seasonal abundance and management implications for wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on La Palma, Canary Islands, Spain. *Wildl. Biol. Pract.* 4:00-00
- Calvete C, Angulo E, Estrada R (2005) Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biol. Conserv.* 121: 623-634
- Calvete C, Estrada R, Angulo E, Cabezas-Ruiz S (2004) Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape ecology.* 19:531-542
- Cooke BD (1974) Food and other resources of the wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* (L.) Ph.D. Thesis. University of Adelaide, Adelaide
- Delibes M, Calderón J (1979) Datos sobre la reproducción del conejo, *Oryctolagus cuniculus* (L.), en Doñana, S. O. de España, durante un año seco. *Doñana, Acta Vertebrata.* 6(1):91-99
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers. Conserv.* 17:559-574
- Delibes-Mateos M, Redpath SM, Angulo E, Ferreras P, Villafuerte R (2007) Rabbit as a keystone species in southern Europe. *Biol. Conserv.* 137:149-156
- Dellafiore CM, Muñoz Vallés S, Gallego Fernández JB (2006) Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* (L.) seeds in a coastal dune system. *Ecoscience.* 13(1):5-10

- Fenner F, Ross J (1994) 7. Myxomatosis. In: The European Rabbit. The History and Biology of a Successful Colonizer. Thompson HV, King CM (eds.) Oxford University Press. 205-239
- Ferreira C. (2003). Avaliação da eficácia da gestão de habitat em populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 72 pp
- Iborra O, Lumaret J-P (1997) Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia*. 61:205-218
- Marchandeu S, Chantal J, Portejoie Y, Barraud S, Chaval Y (1998) Impact of viral hemorrhagic disease on a wild population of european rabbits in France. *Journal of Wildlife Diseases*. 34(3):429-435
- Martins H, Borralho R (1998) Avaliação da Selecção de Habitat pelo Coelho-Bravo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) numa Zona do Centro de Portugal Através da Análise de Índícios de Presença. *Silva Lusitanica*. 6(1):73-88
- Monzón A, Fernandes P, Rodrigues N (2004) Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *Eur. J. Wildl. Res.* 50:1-6
- Moreno S, Villafuerte R (1995) Traditional Management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biol. Conserv.* 73:81-85
- Moreno S, Villafuerte R, Delibes M (1996) Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits. *Can. J. Zool.* 74:1656-1660
- Palomares F (2003) The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits. *Mamm. Biol.* 68:224-234
- Palomares F, Delibes M (1997) Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos*. 80(2):407-410
- Paula AS (2007) Contribuição para o estudo do Coelho-bravo na Reserva Natural da Serra da Malcata. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas apresentada ao Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro. 50 pp
- Pinho R, Lopes L, Leão F, Morgado F (2003) Colecção Educação Ambiental. Conhecer as plantas nos seus habitats. Plátano Edições Técnicas, Lisboa, 228 pp
- Rueda M, Rebollo S, Gálvez-Bravo L, Escudero A (2008) Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of seasonal changes. *Journal of Arid Environments*. doi:10.1016/j.jaridenv.2008.03.006

- Sarmento P, Cruz (1998) Ecologia e conservação do linco-ibérico e da comunidade de carnívoros da Serra da Malcata. ICN/RNSM. Relatório interno
- Scalan JC, Berman DM, Grant WE (2006) Population dynamics of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in north eastern Australia: Simulated responses to control. *Ecol. Modell.* 196:221-236
- Soriguer RC (1983) El conejo: papel ecológico y estrategia de vida en los ecosistemas mediterráneos, XV Congr. Int. Fauna Cinegética y Silvestre. Trujillo 1981
- Villafuerte R, Moreno S (1991) Viral haemorrhagic disease in Doñana National Park. XXth International Theoriological Congress. Roma, agosto 1991
- Villafuerte R, Calvete, C, Gortázar C, Moreno S (1994) First epizootic of rabbit haemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *J. Wildl. Dis.* 30(2):176-9
- Villafuerte, R. (1994). Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus*, en el Parque Nacional de Doñana. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade de Córdoba. 228 pp
- Villafuerte R. (2002). *Oryctolagus cuniculus*. Atlas de los Mamíferos Terrestres de España, pp. 464-467, Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid
- Villafuerte R, Jordan G (1991) Valoración y manejo de especies silvestres: el conejo. Aplicación en la gestión. Centre de Recursos i Documentació del Castell de Montesquiu
- Vingada, J.V., Eira, C., Cancela, J. Soares, A. M. V. M. (2000) "Costa de Quiaios-Mira – uma zona importante a conservar". Relatório final do projecto 95/A23/119/MLTRG "RECOGNIZE – Conhecer para Proteger" âmbito do Programa LIFE.
- Virgós E, Cabezas-Díaz S, Malo A, Lozano J, López-Huertas D (2003) Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol.* 48:113-122