

Universidade de Évora



**Efeitos da gestão agrosilvopastoril em índices de
biodiversidade no Alentejo**

**Agrosilvopastoril management effects on biodiversity
indices in Alentejo**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de
Biossistemas

Universidade de Évora

Sérgio Godinho

Orientador: Prof. Dr. João Paulo Almeida Fernandes

**Efeitos da gestão agrosilvopastoril em índices de
biodiversidade no Alentejo**

**Agrosilvopastoril management effects on biodiversity
indices in Alentejo**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de
Biosistemas

Universidade de Évora

Sérgio Godinho

Orientador: Prof. Dr. João Paulo Almeida Fernandes

Agradecimentos

Chegando a esta fase final de todo o percurso que compreende o curso de Mestrado em Engenharia de Biosistemas, aproxima-se o momento de agradecer a todos que de certa forma estiveram ligados, quer através de laços familiares e/ou amizades, bem como profissionais, e que deixaram os seus contributos na minha formação pessoal e profissional que se converteu em conhecimento útil para produzir esta dissertação.

Quero agradecer em especial ao meu orientador Prof. João Paulo Almeida Fernandes pela sua orientação e disponibilidade. Ainda agradecer aos Professores Pedro Santos e Paulo Sá-Sousa pelos seus contributos nas demais conversas que tivemos oportunidade de realizar, claro está, em género de tertúlias, mas bastantes enriquecedoras pelo conteúdo científico que as compunha.

Por fim, quero deixar um agradecimento especial à minha família, aos que estão e aos que já foram, e ainda mais especial à Isabel Garcia.

A todos um Muito Obrigado.

Sérgio Godinho

Índice

Resumo	2
Introdução	4
<i>Factores Paleoclimáticos, intervenção humana e montados</i>	4
<i>Biodiversidade na Bacia Mediterrânica</i>	9
Objectivos	10
Métodos	12
<i>Área de estudo</i>	12
<i>Recolha de dados</i>	13
• <i>Inventariação da comunidade de répteis</i>	13
• <i>Tipologias de sistemas agrosilvopastoris</i>	13
<i>Análise de dados</i>	15
Resultados	21
Discussão/Conclusão	36
Anexo I – Tabela I	42
Anexo II – Artigo Científico	45
Referências Bibliográficas	46

Resumo

Efeitos da gestão agrosilvopastoril em índices de biodiversidade no Alentejo

Este estudo foi realizado na região do Alentejo (sul de Portugal) para descobrir quais as práticas de gestão do montado que afectam significativamente a abundância e riqueza de répteis. Os levantamentos de campo em 30 parcelas de amostragem permitiram identificar 370 indivíduos, distribuídos por 12 espécies de répteis terrestres (seis lagartos, um anfisbénido e cinco serpentes da família Colubridae). A lagartixa *Psammotromus algirus* foi a espécie dominante ($n = 297$ indivíduos). Em termos de riqueza de espécies foi registado como o valor mais alto a presença de cinco espécies, enquanto que em dois terços das parcelas de amostragem se verificou a presença de duas a três espécies. A análise de componentes principais das variáveis de gestão permitiu explicar 71,8% da variância total e, posteriormente, ajudou a revelar quatro tipos de gestão agrosilvopastoril. Ao longo destes, verificou-se que os valores mais altos de abundância de répteis ocorreram maioritariamente nas zonas dominadas pelos montados de sobreiro, enquanto que os valores mais altos de encabeçamento de gado foram estimados em zonas de montado de azinho, afectando significativamente os répteis. Os modelos de regressão também mostraram que a abundância e riqueza de espécies estavam significativamente relacionadas com as áreas de montado, onde o estrato de matos se encontrava bem preservado e a presença de gado era nula ou com taxas de encabeçamento baixas. Adequar a gestão do montado, preservando as manchas de matos, é crucial para a conservação dos répteis. A taxa de encabeçamento de gado deve também ser mantida a um nível sustentável de 0.2- 0.4 animais/ha (bovinos).

Agrosilvopastoril management effects on biodiversity indices in Alentejo

This study was carried out in Alentejo region (Southern Portugal) to discover which ‘montado’ management practices significantly affected reptile variables (abundance, richness). Field surveys on 30 sampling plots allowed us to identify 370 individuals distributed among 12 terrestrial reptile species (six lizards, one

amphisbaenid and five colubrid snakes). The lizard *Psammmodromus algirus* was the dominant species ($n = 297$ individuals). The highest species richness was comprised of five species, whilst two or three species were recorded in two-thirds of the sampling plots. Principal component analysis over management variables accounted for 71.8% of the total variance and subsequently helped to reveal four agrosilvopastoral types. Among them, the highest reptile abundance largely overlapped the cork oak montado, while higher cattle stocking rates were estimated (trampling index) to occur in the holm oak areas, affecting significantly the reptiles. Regression models also showed that both reptile abundance and richness were significantly related to montado areas, where the shrub layer is well preserved and cattle are either absent or present at low stocking rates. Adequate management of montado, preserving the shrub patchwork, is crucial for the conservation of reptiles. Livestock stocking rates should also be maintained at a sustainable level of 0.2–0.4 cattle/ha.

Introdução

Factores Paleoclimáticos, intervenção humana e montados

A informação expressa na Tabela I (Anexo I) demonstra de forma resumida os principais acontecimentos ao longo do tempo sobre a influência do clima e do homem na evolução da paisagem mediterrânea (Valladares, 2008). No que aos factores paleoclimáticos diz respeito salienta-se o intenso dinamismo climático verificado na Terra nos últimos milhões de anos, nomeadamente, as alternâncias periódicas entre fases glaciares e interglaciares. Estas alternâncias determinaram o rumo dos acontecimentos paleoecológicos e biogeográficos do norte da Europa onde nesta região cerca de 80% do Quaternário terá sido um clima glacial. Estas variações climáticas, marcadas por descidas nas temperaturas terão tido efeitos directos e indirectos sobre a distribuição das florestas, sobretudo através das repercussões que tiveram na disponibilidade hídrica (Valladares, 2008). Na área geográfica do mediterrâneo verificou-se um aumento da aridez enquanto que muitas espécies arbóreas e arbustivas desapareciam das zonas submetidas à glaciação (Carrion *et al.*, 2000). As espécies florestais encontraram refúgios microclimáticos sobretudo nas montanhas do sul da Europa e em algumas áreas próximas do mar onde foi possível a sua sobrevivência (Arroyo *et al.* 2008).

Para as populações refugiadas, as fases interglaciares significaram o ponto de partida para colonizarem as regiões centrais e setentrionais da Europa através de processos de migração em larga distancia e em grande escala (Carrión, 2003). Por consequência os habitats favoráveis do sul da Europa constituíram-se num importante reservatório de biodiversidade para todo o continente europeu. Estudos de reconstrução paleoecológica através de sequências polínicas permitiram identificar algumas destas zonas de refúgio e sugeriram que as alterações da vegetação poderão ocorrer em poucos séculos ou até mesmo décadas, como consequência de alterações climáticas acentuadas que forcem migrações altitudinais e latitudinais das espécies (Valladares, 2008). Trabalhos desenvolvidos por Carrión *et al.*(2000) e Carrión (2003), referem que a Serra Nevada e o maciço Segura-Cazorla-Alcaraz terão funcionado como importantes locais de refúgio para diversas espécies, destacando-se aqui o *Quercus rotundifolia* e o *Quercus faginea*. A magnífica recuperação das florestas europeias verificou-se

sobretudo a partir dos centros de dispersão do sul da Península Ibérica, Itália e dos Balcãs, onde muitas espécies encontraram condições ecológicas para a sua manutenção e sobrevivência (Willis e Whittaker, 2000). Associado a esta sinopse paleoclimática e aos demais acontecimentos geológicos e biogeográficos, as espécies do género *Quercus* são o exemplo de uma evolução e co-adaptação forçada por longos períodos de tempo de permanência na zona do mediterrâneo. Estas adaptações, sobretudo às condições de aridez, induziram ao aparecimento e desenvolvimento de características importantes para sobreviver nesta região do globo, nomeadamente, a esclereofilia e outras estruturas fisiológicas que lhes permitiam sobreviver a fogos naturais (*Q.suber*). Tais adaptações estiveram na base do sucesso bio-ecológico que espécies como a azinheira, o sobreiro e o carvalho se tornassem nas espécies mais adaptadas e dominantes da floresta mediterrânica. No entanto, e considerando todo este processo evolutivo não só para as espécies do género *Quercus* mas para outras que na região do mediterrâneo permaneceram muito tempo e a partir dali se expandiram após o degelo, pode concluir-se que se uma espécie arbórea se extinguir do sul da Europa, a probabilidade da sua extinção à escala continental perante um cenário de alterações climáticas é muito maior do que a sua extinção nas ilhas Britânicas ou na Escandinávia (Carrión, 2003).

Relativamente à intervenção humana verifica-se que é por volta do ano 7000 AC (Neolítico) que se dão as primeiras intervenções do homem na floresta mediterrânica. Possivelmente terá sido através do fogo que o homem inicia o processo de desflorestação dando lugar a espaços abertos onde espécies de matos heliofilos encontram o seu óptimo ecológico para se expandirem e aí dominarem. Mais tarde, e contando já com a ajuda do fogo, o aparecimento do bronze e do ferro permitem o desenvolvimento de ferramentas que associado a técnicas de fogo para a desflorestação proporciona o aparecimento de zonas abertas onde predominavam os prados. É por volta do ano 3000 AC que o pastoreio começa a ter uma importância relevante nas sociedades humanas do mediterrâneo, o que veio provocar a redução da área de floresta original. É a Plínio, o “Velho”, considerado como o naturalista mais importante da Antiguidade que se atribui a mítica história do esquilo viajante que atravessou a Península Ibérica de uma ponta à outra sem tocar no solo, como uma forma clara de evidenciar a extensa e contínua floresta mediterrânica que vigorava naquela época (Valladares, 2008).

Foi num longo período de tempo que as florestas da bacia mediterrânica, como resultado de uma crescente intensidade e diversidade da actividade humana, terão sofrido profundas alterações ao longo da história. Estas transformações promovidas sobretudo por acções como cortes selectivos ou massivos, queima, rotações, pastoreio, reflorestação e outras transformações associadas à urbanização e construção de infra-estruturas e vias de transporte, contribuíram para o surgimento da paisagem mediterrânica actual. Toda a dinâmica espacial e temporal induzidas pela acção do homem terão tido consequências sobre a extensão, estrutura, composição de espécies, grau de fragmentação, erosão e degradação do solo, diversidade de microambientes, etc. Como resultado, é facilmente compreensível que não restam florestas virgens e são escassas as manchas de florestas com elevado grau de maturidade (Valladares, 2008).

Estas transformações nas vastas áreas de florestas em alguns ecossistemas mediterrâneos nativos conduziram a uma paisagem com características de savana, surgindo em Portugal, sobretudo no sul, os montados e o seu equivalente, *dehesa*, em Espanha (Blondel e Aronson 1999; Plieninger, 2006; Vicente e Fernández Alés, 2006; Surová e Pinto-Correia, 2008). A paisagem resultante é então usada como um sistema agrosilvopastoril tradicional caracterizado por uma combinação sistemática de pastoreio, agricultura e uso florestal. A criação de gado e por conseguinte o pastoreio é uma actividade dominante nestes sistemas e também a que determina significativamente os restantes tipos de uso da terra (Campos-Palacín, 1984).

É já no período compreendido entre o século XIX e XX que se verifica, de modo semelhante em Espanha e Portugal, um dos momentos mais paradigmáticos da história da evolução da paisagem mediterrânica marcada por acontecimentos que vão desde a exploração intensa até ao abandono extremo dos montados (Valladares, 2008; Ferreira, 2001). No caso de Portugal, houve um conjugar de factores decisivos para a existência de um extremo entre um montado intensamente cultivado ao lado do montado tradicional onde primava a presença de gado (Fig. 1) (Ferreira, 2001). Os arroteamentos, o surgimento de novas técnicas culturais, a intensificação do uso do solo, o sobrepastoreio, a sobreexploração da árvore para produção de lenha e carvão, o avanço dos caminhos-de-ferro, a densificação da rede viária, as primeiras leis proteccionistas para as culturas cerealíferas e as mudanças demográficas no interior do país, determinaram um novo paradigma de uso e exploração do montado com consequências

ambientais, sociais e económicas graves para a manutenção da sustentabilidade do montado (Ferreira, 2001). O gradiente entre uma maior intensificação da intervenção humana e o abandono das técnicas tradicionais do montado proporcionou também um gradiente espacial nos padrões paisagísticos e ecológicos reflectindo-se na componente de biodiversidade (Fig.2).

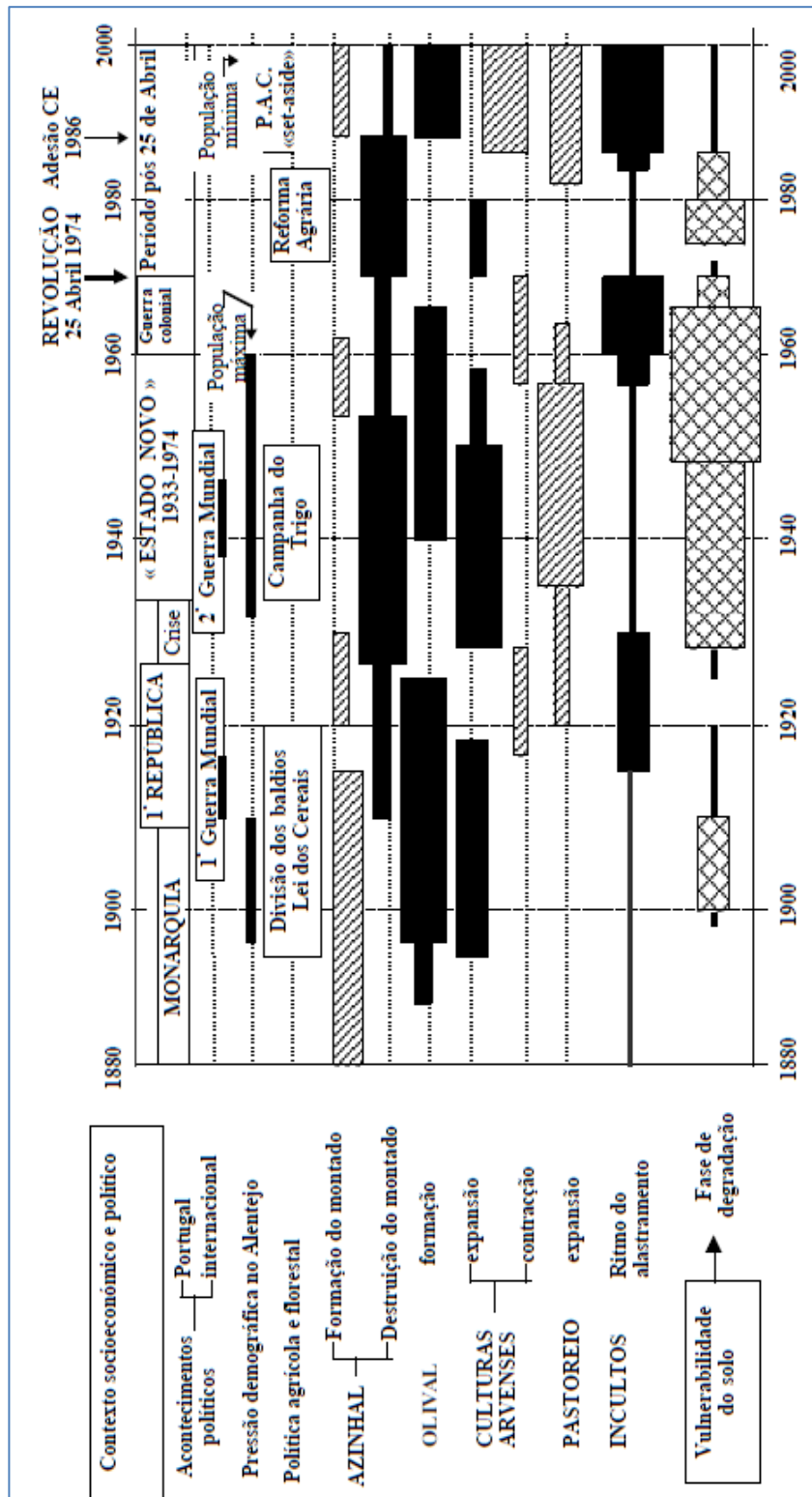


Fig. 1- Enquadramento socioeconómico e político da transformação da paisagem de montado no Alentejo interior durante o século XX (Retirado de Ferreira, 2001).

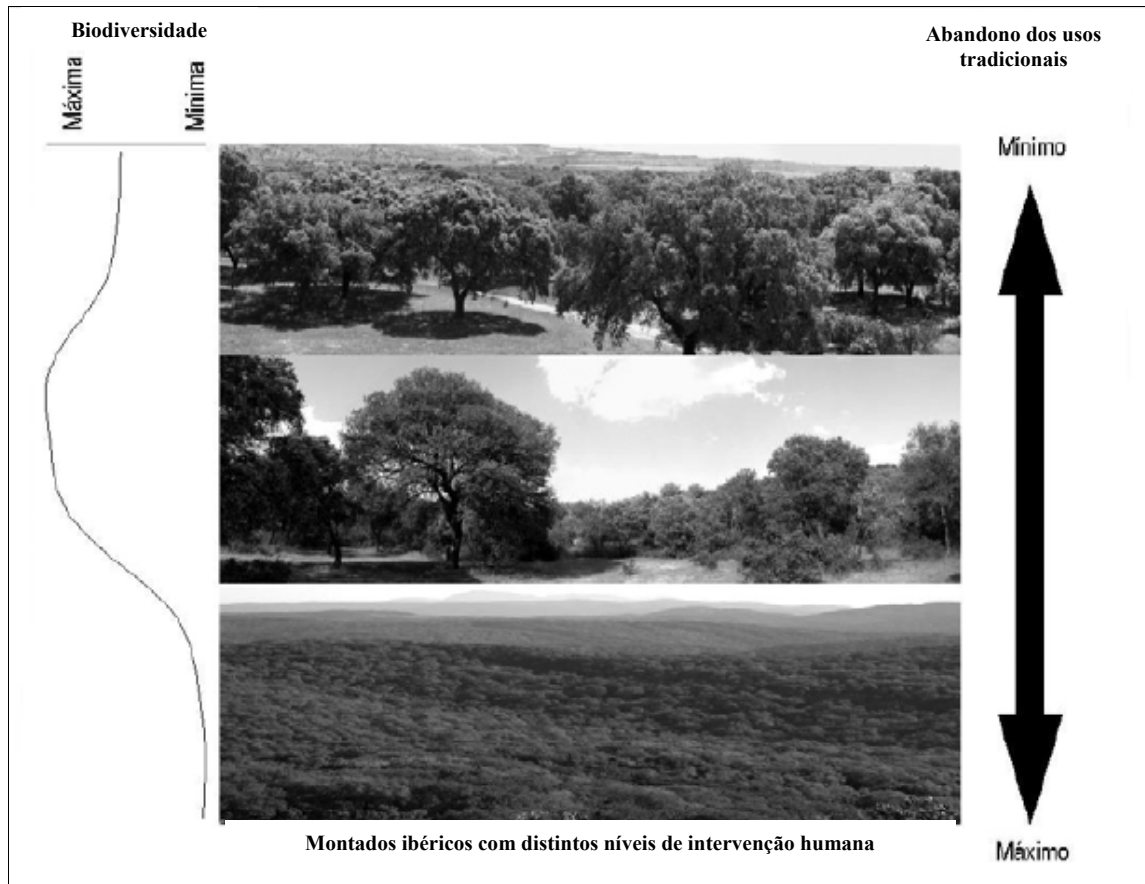


Fig. 2 - Variação no grau de abandono do montado e níveis de biodiversidade associada (adaptado de Valladares, 2008).

Os montados de sobro (*Quercus suber*) e/ou azinho (*Quercus rotundifolia*) estão entre os mais proeminentes e melhor preservados sistemas agrícolas de baixa intensidade na Europa, onde a integração e ajuste dos usos tradicionais da terra e a conservação da biodiversidade são consideradas umas das tarefas exemplares de uma correcta gestão sustentável destes sistemas agrosilvopastoris (Bignal e McCracken, 1996).

Este uso da terra, promotor de um ecossistema com características idênticas a um ecossistema natural, atribui aos montados capacidades estruturais e ecológicas capazes de sustentar elevados níveis de biodiversidade sendo por isso actualmente preservado pela União Europeia através da Directiva Habitats (Plieninger e Wilbrand, 2001; Ramírez e Díaz, 2008). Para além de integrarem elevados níveis de biodiversidade e constituírem-se assim num dos sistemas semi-naturais mais importantes da Europa, os montados são também uma componente importante do ponto de vista económico, social, e cultural (Plieninger e Wilbrand, 2001).

Como consequência de toda uma intervenção humana, heterogénea no espaço e no tempo, a floresta mediterrânica actual é maioritariamente o produto final desta acção humana sobre o meio natural, revelando-se como um factor fundamental e que não deve ser ignorado aquando das análises e estudos sobre o dinamismo ecológico, social e económico destas florestas (Valladares, 2008).

Biodiversidade na Bacia Mediterrânica

Segundo Myers *et al.* (2000) a Bacia do Mediterrâneo é um dos *hotspots* de biodiversidade mais ricos do mundo, apresentando cerca de 25000 espécies de plantas (13000 das quais são endémicas) e 770 espécies de vertebrados das quais 235 são endémicas.

A elevada biodiversidade registada na Bacia Mediterrânica é consequência de um conjunto de eventos biogeográficos, paleogeográficos e ecológicos (Blondel e Aronson, 1999), consociados, desde a sua existência, com as actividades humanas que ao longo dos tempos foram forçando esta região a comportar-se, em determinados momentos, como uma zona de refúgio, e noutros, como uma ponte biogeográfica sobretudo entre dois continentes, Europa e África.

Os valores mais altos em termos de riqueza de espécies foram registados ao longo da Península Italiana e nos Alpes, e noutras áreas mais pequenas localizadas nos Balcãs e Península Ibérica (Fig. 3) (Carvalho, 2010).

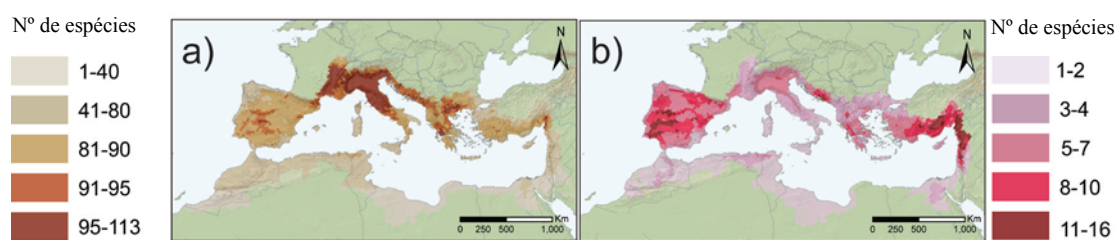


Fig. 3 - a) Número de espécies de caranguejos, libelinhas, peixes de rio endémicos, anfíbios, répteis e mamíferos. **b)** Número de espécies de caranguejos, libelinhas, peixes de rio endémicos, anfíbios, répteis e mamíferos ameaçados (Retirado de Carvalho, 2010).

Na área geográfica da Bacia do Mediterrâneo ocorrem 355 espécies de répteis, sendo que 170 são endémicas desta região (Cox *et al.*, 2006). A parte ocidental da Bacia Mediterrânica, que inclui a Península Ibérica e Marrocos, compreende 35 espécies de répteis endémicas (Cox *et al.*, 2006). De entre um vasto leque de vertebrados terrestres,

os répteis são considerados como um dos grupos faunísticos mais proeminentes do clima mediterrânico, registando-se na Península Ibérica algumas espécies endémicas com populações que alcançam densidades mais elevadas que na Europa Central (Corbett, 1989).

Objectivos

A utilização de parâmetros ecológicos, como sejam valores de abundância de espécies indicadoras e níveis de diversidade de uma comunidade, são normalmente os métodos mais expeditos de monitorizar os impactes das alterações da paisagem na biodiversidade (Kujawa, 2002). No que respeita a estes sistemas agrosilvopastoris, muitos trabalhos têm sido já desenvolvidos para avaliar a resposta das comunidades biológicas. Como exemplo salientam-se os estudos efectuados por Díaz e Pulido, 1995; Díaz *et al.*, 1995, 1997 e Pulido e Díaz, 1997, onde avaliaram a selecção de habitat por parte de diversas espécies de aves e mamíferos em diferentes mosaicos de montados. Este tipo de investigações podem ter um valor considerável na medida em que permitem definir modelos matemáticos para predizerem as respostas das espécies às alterações artificiais e naturais dos ecossistemas (Maurer, 1986; Verner *et al.*, 1986; Díaz e Pulido, 1995; Morrison *et al.*, 1998; Díaz *et al.*, 2001). Estes estudos têm mostrado a importância da gestão tradicional dos montados na conservação de inúmeras espécies de aves ameaçadas. Uma das conclusões que se tem registado ao longo destes estudos é que os montados de sobro mantêm mais diversidade de espécies de aves quando comparado por exemplo com as extensas áreas de pastoreio sem árvores, as áreas de cultivo e até mesmo a própria floresta mediterrânica (Martin e Lopez, 2002). Em suma, a gestão tradicional dos montados parece favorecer a biodiversidade.

No entanto, existem poucos estudos dirigidos a outros grupos de espécies animais que ocorrem nos montados, como sejam por exemplo os Anfíbios e Répteis. Definir acções de conservação focalizadas apenas em estudos dirigidos para algumas espécies carismáticas, potencia um perigo eminente de negligenciar outras características importantes para outras espécies (Díaz *et al.*, 1997; Simberloff, 1998). Assim, devem ser canalizados esforços no sentido de elaborarem estudos dirigidos para um espectro mais alargado de espécies que ocorrem também no montado, contribuindo desta forma

para uma correcta e mais abrangente definição de medidas de conservação da diversidade biológica deste ecossistema.

Por outro lado, os Répteis são um grupo de espécies chave importante na cadeia trófica dos ecossistemas mediterrânicos (e.g. Martín e Lopez, 1996). Algumas destas espécies apresentam especificidades ao nível da estrutura e composição do habitat, o que os torna bons indicadores das alterações que possam ocorrer no seio dos montados (Carrascal *et al.*, 1989; Castilla e Bauwens, 1992). No entanto, o efeito da gestão dos montados nas populações de répteis não tem sido analisado pelos investigadores desta área. No que respeita a este grupo em particular, e com o objectivo de avaliar tais efeitos, existe apenas um estudo dirigido aos Lacertídeos (Martín e Lopez, 2002). Este facto torna-se importante de avaliar na medida em que a gestão tradicional dos montados, a qual é considerada por favorecer a biodiversidade, tem vindo a registar um declínio nos últimos anos como resultado das alterações das políticas agrícolas da Comunidade Europeia (Díaz *et al.*, 1997).

Com este trabalho pretende-se aumentar o conhecimento sobre as implicações associadas a diferentes modos de gestão agrosilvopastoril e as comunidades de vertebrados terrestres, fornecendo neste caso em particular informação sobre as implicações numa comunidade de répteis no sul de Portugal. Especificamente, os objectivos do presente estudo são quatro:

- Que espécies compõem a comunidade de répteis dos sistemas agrosilvopastoris da área de estudo?
- Que tipologias distintas de sistemas agrosilvopastoris existem na área de estudo?
- Existem diferenças nos níveis de abundância e diversidade de répteis ao longo das diferentes tipologias de gestão agrosilvopastoril?
- Que descritores do habitat e práticas de gestão afectam significativamente a abundância de répteis?

Métodos

Área de estudo

O local onde foi conduzido o presente trabalho estende-se por uma área de 6116 hectares localizados na periferia da Serra d'Ossa, distrito de Évora, Alto Alentejo, Portugal (Fig. 4). Trata-se de um território marcado por um relevo moderado a suave, ligeiramente ondulado sob a influência de um bioclima mediterrânico pluviestacional termomediterrânico seco a sub-húmido (Rivas-Martínez e Loidi, 1999). Os montados de sobro e azinho surgem como elementos dominantes nesta paisagem, sendo que os segundos assumem um menor grau de representatividade. Associados a estes montados, surgem também outros tipos de ocupação do solo, tais como manchas de prados, pinhal bravo (*Pinus pinaster*), eucaliptal (*Eucalyptus spp.*), olival e matos.

Estes montados apresentam-se em diferentes estados de gestão e conservação, evidenciando um gradiente entre locais predominantemente agrosilvopastoris e locais de exclusiva utilização florestal e/ou cinegética.

No global é uma paisagem com características marcadamente agrosilvopastoris em montados, onde a criação de gado bovino é uma componente importante das explorações agro-florestais ali existentes.

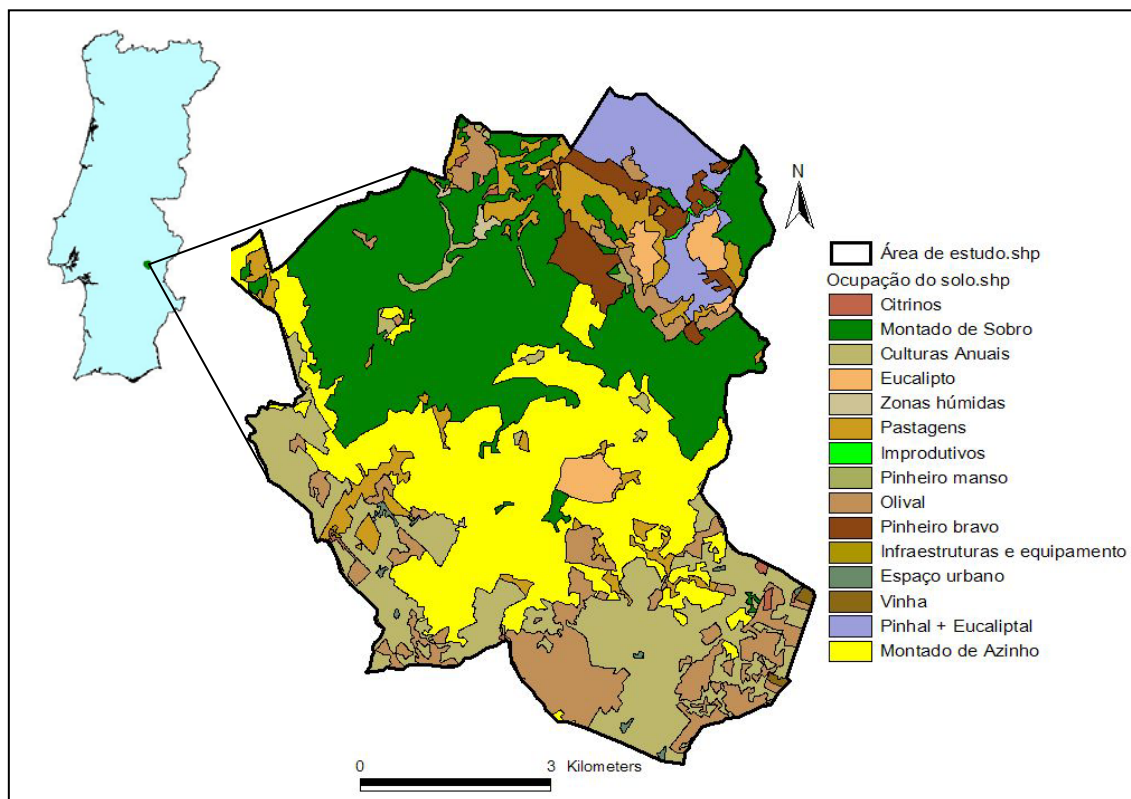


Fig. 4- Área de Estudo

Recolha de dados

- Inventariação da comunidade de répteis

A inventariação da comunidade de répteis da área em questão foi levada a cabo nos meses de Maio e Junho de 2006, por este ser o período de actividade máxima apresentado pelo grupo faunístico em questão (Malkmus, 2004, Pleguezuelus *et al.*, 2002) maximizando portanto a significância e consistência das amostragens.

Para a determinação dos valores de abundância e riqueza específica foi efectuada uma amostragem estratificada em função dos tipos de ocupação do solo ali presentes permitindo assim uma correcta distribuição dos pontos de amostragem. No total foram definidos 30 locais de amostragem distribuídos de forma proporcional em função das áreas ocupadas por cada tipo de uso do solo. Cada local consistia num círculo de raio de 250 metros perfazendo uma área de 19,5 hectares. No total dos 30 locais efectuou-se o levantamento de uma área equivalente a 585 hectares.

Em cada círculo de amostragem o tempo de prospecção para o registo da presença de indivíduos através da sua observação directa e/ou indícios, foi de 1,5 horas. Calcularam-se os valores de abundância, riqueza específica das espécies e o Índice de Importância Ecológica (IIE) definido por Palmeirim *et al.* (1994). Este índice é no geral um somatório dos *rankings* calculados para cada espécie com base em quatro critérios principais, a Sensibilidade (tendência populacional, biologia e ecologia das espécies), a Relevância (distribuição geográfica), o Estatuto Actual de Ameaça (Livros Vermelhos) e a presença em Convenções Internacionais (Bona, Berna, Directiva Aves e Habitats). Quanto maior for o valor do somatório dos *rankings* maior importância terá um determinado local em termos ecológicos devido ao facto de albergar um diversificado leque de espécies com elevados rankings.

- Tipologias de sistemas agrosilvopastoris

Em relação à componente uso do solo e gestão agrosilvopastoril, foi efectuado em cada círculo de amostragem uma caracterização com o intuito de obter as seguintes variáveis; percentagem de cada tipo de habitat, percentagem de cobertura e altura média de matos (para a determinação indirecta das áreas abrangidas pela limpeza de matos e o seu momento de execução), percentagem de pedregosidade à superfície do solo,

afloramentos rochosos, realização de podas e remoção de lenhas, despedrega e pisoteio do gado. Para quantificar a variável gado foi definido um índice de pisoteio. Este foi calculado através da realização de 10 contagens, com recurso a um quadrado de 1mx1m, efectuadas aleatoriamente dentro de cada círculo de amostragem. Em cada quadrado procedia-se à contagem do número de pegadas existentes, obtendo-se assim no final dos 10 quadrados uma média ponderada do número de pegadas existentes em cada círculo de amostragem. Dado a que na área de estudo a exploração de gado dominante são sobretudo bovinos, este método de contagem de pegadas mostrou-se extremamente eficaz devido à facilidade com que estas ficavam marcadas no solo. Por outro lado, conseguia-se ter uma noção próxima da realidade do que realmente sucede em termos de pisoteio no local e no momento em que se procede o estudo das espécies.

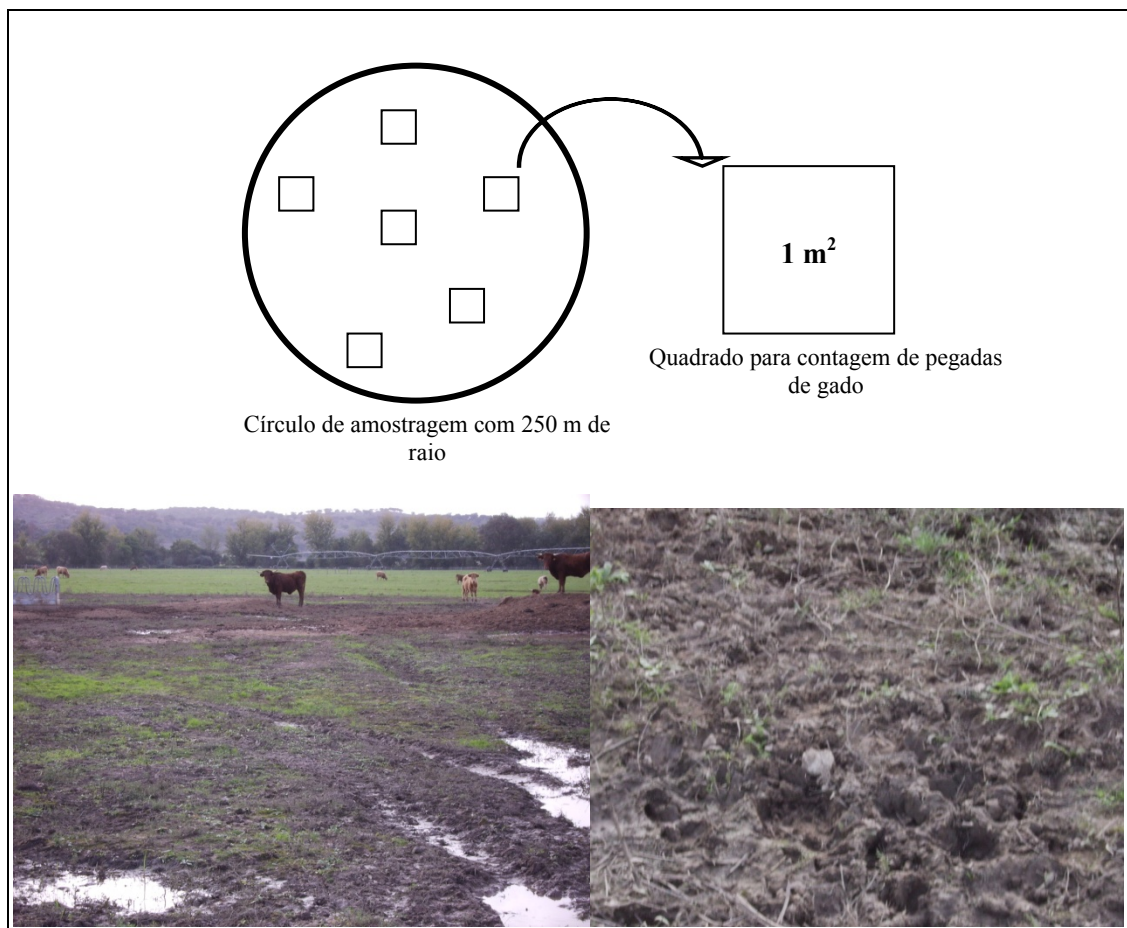


Fig. 5 – Esquema de amostragem para o índice de pisoteio do gado

Análise de dados

Antes do tratamento estatístico dos dados, utilizou-se a transformação Logarítmica ($\log(x+1)$) para normalizar a elevada dispersão entre os valores das abundâncias e riqueza específica verificados ao longo dos 30 locais de amostragem. Para as variáveis uso do solo e gestão agrosilvopastoril, foi utilizado a transformação $\text{ArcSen } \sqrt{x}$ também para normalizar desvios acentuados entre os valores. Para a determinação das tipologias de manejo do montado foi adoptado um procedimento de análise estatística em duas fases. Na primeira fase utilizámos a análise de componentes principais (ACP) e na segunda a análise de clusters (AC) (Fig. 6).

A escolha da ACP para efectuar a primeira fase deveu-se ao facto de se tratar de um método estatístico amplamente utilizado para reduzir informação presente nas variáveis originais (geralmente correlacionadas e portanto de alguma forma redundantes) num número reduzido de índices (componentes) ortogonais (não correlacionados) que explicam o máximo possível de variância das variáveis originais (Maroco, 2007). Posteriormente, as componentes principais podem ser utilizadas noutros tipos de análises estatísticas multivariadas (e.g. Regressão linear) que exigem que as variáveis sob estudo sejam independentes. As componentes principais são combinações lineares independentes das variáveis originais. Assim, do ponto de vista algébrico, o modelo pode-se escrever segundo a seguinte expressão:

$$C_1 = y_{11} * X_1 + y_{12} * X_2 + \dots + y_{1p} * X_p \text{ (Johnson e Wichern, 1992 in Maroco, 2007)}$$

Sendo C_1 , a componente principal 1, e y_{1p} o “peso” da variável X_p na componente 1, Para o cálculo dos pesos de cada variável foi utilizada a seguinte fórmula:

$$y_{ij} = S_{ij} * (r_{ij} / \sqrt{e_i}) \text{ (Maroco, 2007)}$$

Sendo y_{ij} o peso da variável j na componente i , S_{ij} o desvio padrão da variável j , e_i o valor próprio da componente i (valor próprio) e r_{ij} a correlação da variável j com a componente i .

Desta forma foi possível eliminar o “ruído” existente num conjunto de variáveis (neste caso 13) que de outro modo poderiam mascarar algumas relações/dependências importantes para o estudo em questão. Após a conclusão desta fase, foi possível passar-

se para a segunda fase onde se pretendia agrupar os círculos de amostragem em função das semelhanças entre eles no que respeita aos *scores* de cada um em cada uma das componentes. O termo “*scores*” indica a realização de cada objecto (neste caso cada círculo de amostragem) em cada uma das componentes determinadas pelo modelo ACP (Maroco, 2007). Para a determinação destes grupos, efectuou-se a AC que tem como objectivo principal agrupar sujeitos ou variáveis em grupos homogêneos relativamente a uma ou mais características comuns, “clusters” (Maroco, 2007).

Na AC foi utilizado a distância Euclidiana e o método de Ward (Maroco, 2007).

Com o intuito de verificar a existência de diferenças significativas em termos de abundância e riqueza específica ao longo das diferentes tipologias, foi efectuada uma análise de variância (ANOVA, *one way*) para os *Lacertidae*, *Scincidae*, *Amphisbaenidae*, *Colubridae* e para a globalidade da comunidade de Répteis. O mesmo procedimento foi utilizado para verificar se existiam diferenças no IIE ao longo das tipologias encontradas.

Para responder à quarta questão deste estudo, isto é, avaliar a relação entre os valores de abundância e riqueza específica com as diferentes variáveis estudadas, foram efectuados um conjunto de regressões lineares univariados Tipo I pelo método *Backward* para selecção das componentes significativas para o modelo e posteriormente o método *Enter* para a construção final do modelo (Maroco, 2007). Nesta fase do estudo pretendia-se ver clarificada de que forma estes parâmetros biológicos estavam dependentes das variáveis uso do solo e gestão agrosilvopastoril. As diferentes componentes determinadas nas fases anteriores entraram como variáveis independentes na construção do modelo de regressão linear. No modelo de regressão linear univariado, a relação funcional entre uma variável dependente e uma ou mais variáveis independentes é do tipo:

$$Y_j = B_0 + B_1 X_{1j} + B_2 X_{2j} + \dots + B_p X_{pj} + E_j \text{ (Maroco, 2007)}$$

Em que B_i ($i = 1, \dots, p$) são os chamados coeficientes de regressão e E_j representa os erros ou resíduos do modelo. B_0 representa uma medida da influência de X_i em Y , ou seja da variação de Y por unidade de variação de X_i .

As análises estatísticas foram efectuadas com recurso ao software SPSS 14.0 e STATISTICA 6.0 para a ACP e AC, respectivamente.

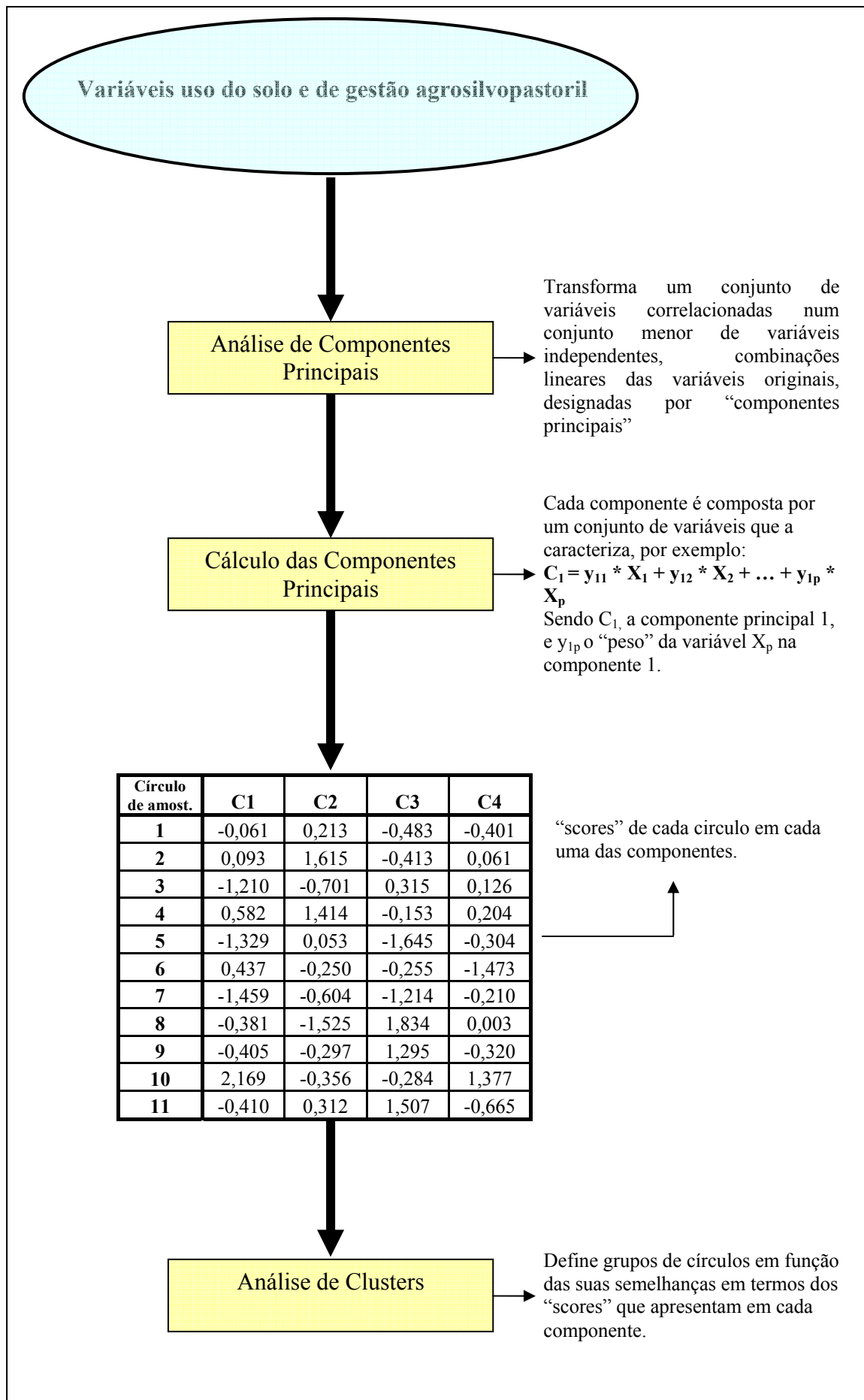


Fig. 6- Delineamento Estatístico

Para melhor visualizar os resultados obtidos foram ainda calculados um conjunto de mapas, com recurso ao software Arcview 3.2, que pretendem elucidar espacialmente o comportamento dos padrões encontrados. Como os valores de abundância de répteis variavam em amplitudes muito maiores do que os valores de riqueza específica (Tabela 2), e era necessário determinar quais os melhores locais na área de estudo em termos de abundância e riqueza específica, considerou-se pertinente construir funções de valor através do método da bissecção devido ao facto destas variáveis serem quantificáveis com valores exactos, ou seja, número de répteis por cada círculo de amostragem e número de espécies por cada círculo de amostragem (Goodwin e Wright, 1991, Lourenço, 2003). Para tal decidiu-se utilizar uma escala de 1 a 20, em que para ambas as variáveis em questão se atribuíram a pontuação 1 aos valores mais baixos e 20 para os valores mais altos (Fig. 7). Efectuou-se o mesmo raciocínio para determinar os valores intermédios, ou seja, que valor de abundância ou riqueza específica seria pontuado com 10 valores e 5 valores. Após a determinação destas pontuações, elaborou-se um gráfico onde posteriormente se poderiam ler as pontuações, situadas na gama de 1 a 20, para qualquer valor de abundância e riqueza específica registado. Desta forma a soma do mapa das abundâncias com o da riqueza específica, para a determinação dos locais com maior registo em termos destes dois parâmetros, foi efectuado de uma forma coerente, pois de outro modo poderia levar a erros de cálculo devido às escalas de cada variável serem de diferentes amplitudes.

Tabela 2 – Valores máximos e mínimos observados

Abundância de répteis (número de indivíduos por círculo de amostragem)	Riqueza específica (número de espécies por círculo de amostragem)
2 – Número mínimo de ind. observado	1 – Número mínimo de espécies obs.
7	2
15	3
22	4
30 – Número máximo de ind. observado	5
	6 – Número máximo de espécies obs.

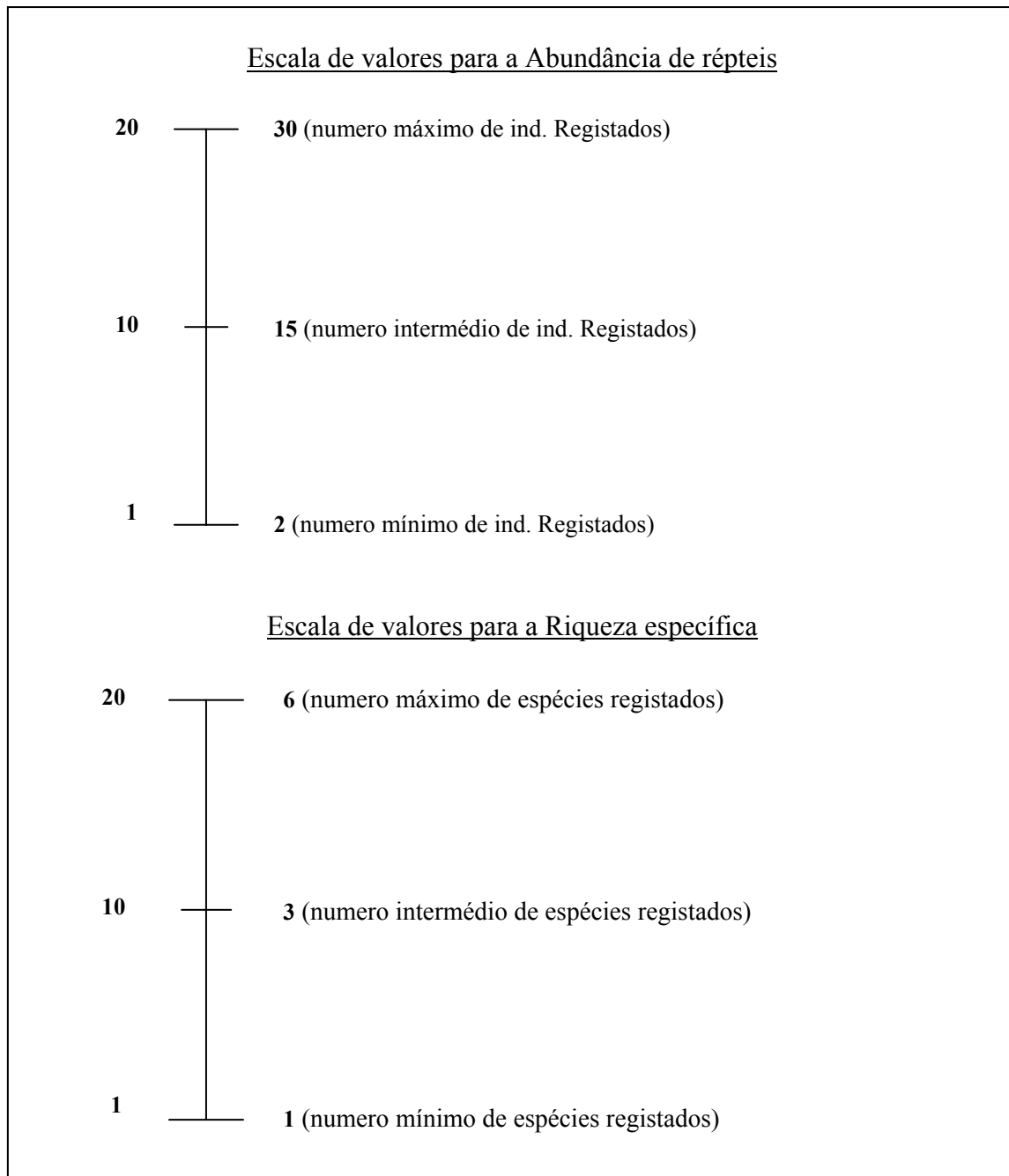


Fig. 7- Escalas de Valor

Estabelecidos os valores extremos e intermédios, construíram-se as funções de valor para cada uma das variáveis em questão. Com base nessas funções de valor obteve-se uma recta onde posteriormente foi possível determinar a pontuação na escala de 1 a 20 para qualquer valor registado. Por exemplo, no caso da abundância de répteis, onde num dos círculos de amostragem se registou 21 indivíduos, determinou-se facilmente que a sua pontuação na referida escala seria de 14,2 (Gráfico 1).

O mesmo raciocínio foi aplicado para a riqueza específica, sendo neste caso o exemplo de um círculo de amostragem onde se registou a presença de 4 espécies, logo, rebatendo esse valor na escala estabelecida, determinou-se que a sua respectiva pontuação é de 13,4 (Gráfico 2).

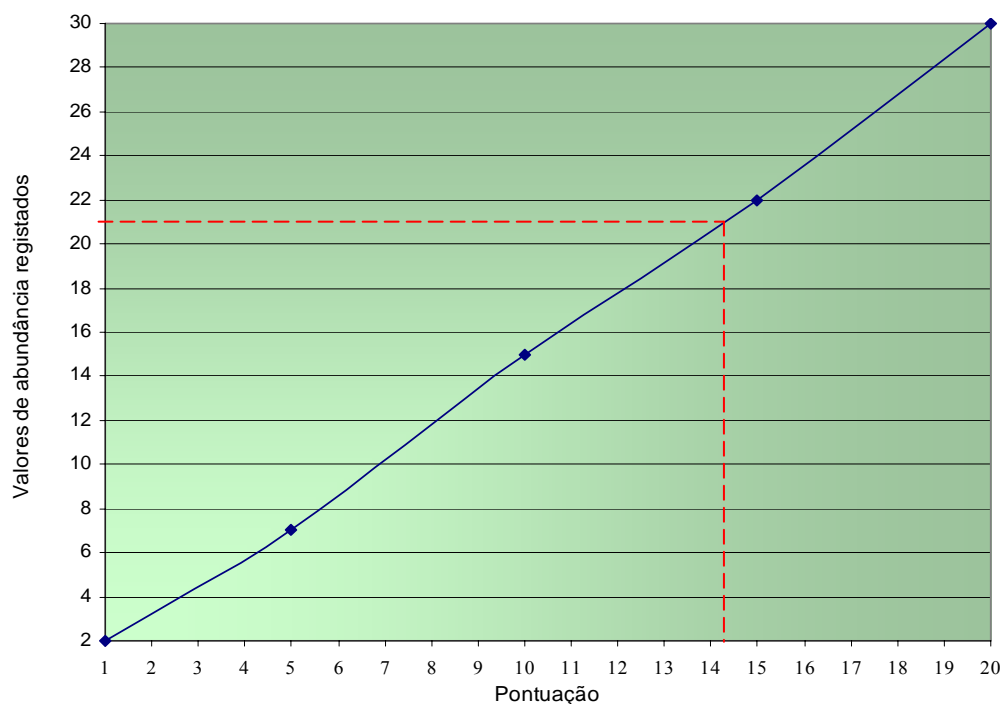


Gráfico 1 – Pontuação para os valores de abundância

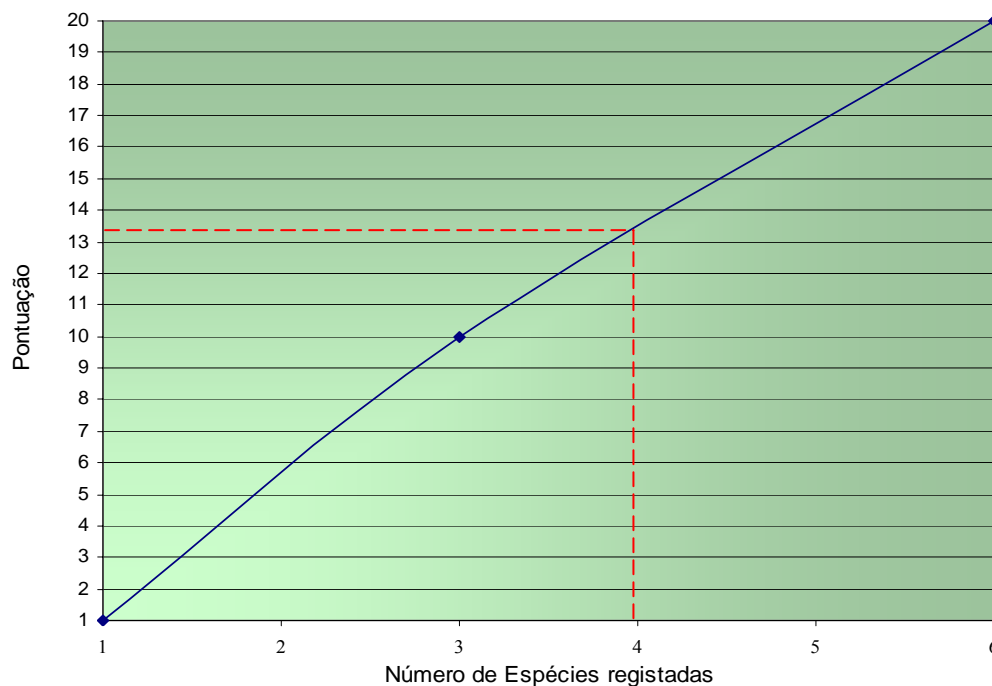


Gráfico 2 – Pontuação para os valores de riqueza específica

Resultados

Que espécies compõe a comunidade de répteis dos montados da Serra D'Ossa?

Ao longo do estudo foram detectados 370 indivíduos pertencentes a 12 espécies de répteis: (*Timon lepidus*) (n=5), *Podarcis hispanica* (n=10), *Psammodromus algirus* (n=297), *Psammodromus hispanicus* (n=1), *Chalcides bedriagai* (n=1), *Chalcides striatus* (n=10), *Blanus cinereus* (n=16), *Malpolon monspessulanus* (n=19), *Rhinechis scalaris* (n=3), *Hemorrhois hippocrepis* (n=4), *Coronella girondica* (n=1), *Macroprotodon brevis* (n=3).

A Tabela 3 apresenta as 12 espécies de répteis (6 sáurios, 1 anfisbénido, 5 serpentes) inventariadas na área de estudo e os seus respectivos estatutos de protecção. Todas as espécies registadas estavam dadas como potencialmente ocorrentes na área de estudo (Godinho *et al.*, 1999; Ferrand *et al.*, 2001; Malkmus, 2004).

Tabela 3 – Lista das espécies e estatutos de Conservação

RÉPTEIS					
Nome científico	Nome comum	EC Portugal	UICN Espanha	Convenção de Berna	Directiva Habitats
SÁURIOS					
Família Scincidae	Fura-pastos e afins				
<i>Chalcides striatus</i>	Fura-pastos-tridáctilo-ibérico	LC	LC	III	-
Família Lacertidae	Lagartos e afins				
<i>Timon lepidus</i> (ex <i>Lacerta lépida</i>)	Lagarto, sardão	LC	LC	II	-
<i>Psammodromus algirus</i>	Lagartixa-do-mato	LC	LC	III	-
<i>Psammodromus hispanicus</i>	Lagartixa-do-mato-ibérica	NT	LC	III	-
<i>Podarcis hispanica</i>	Lagartixa-ibérica	LC	LC	III	-
ANFISBÉNIDOS					
Família Amphisbaenidae	Cobras-cegas e afins				
<i>Blanus cinereus</i>	Cobra-cega ibérica	LC	LC	III	-
SERPENTES					
Família Colubridae	Cobras				
<i>Hemorrhois</i> (ex <i>Coluber</i>) <i>hippocrepis</i>	Cobra-de-ferradura	LC	LC	II	IV
<i>Rhinechis</i> (ex <i>Elaphe</i>) <i>scalaris</i>	Cobra-de-escada	LC	LC	III	-
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Cobra-rateira	LC	LC	III	-
<i>Macroprotodon brevis</i> (ex <i>cucullatus</i>)	Cobra-de-capuz-ibérica	LC	NT	III	-
<i>Coronella girondica</i>	Cobra-lisa-bordalesa	NT	LC	III	-

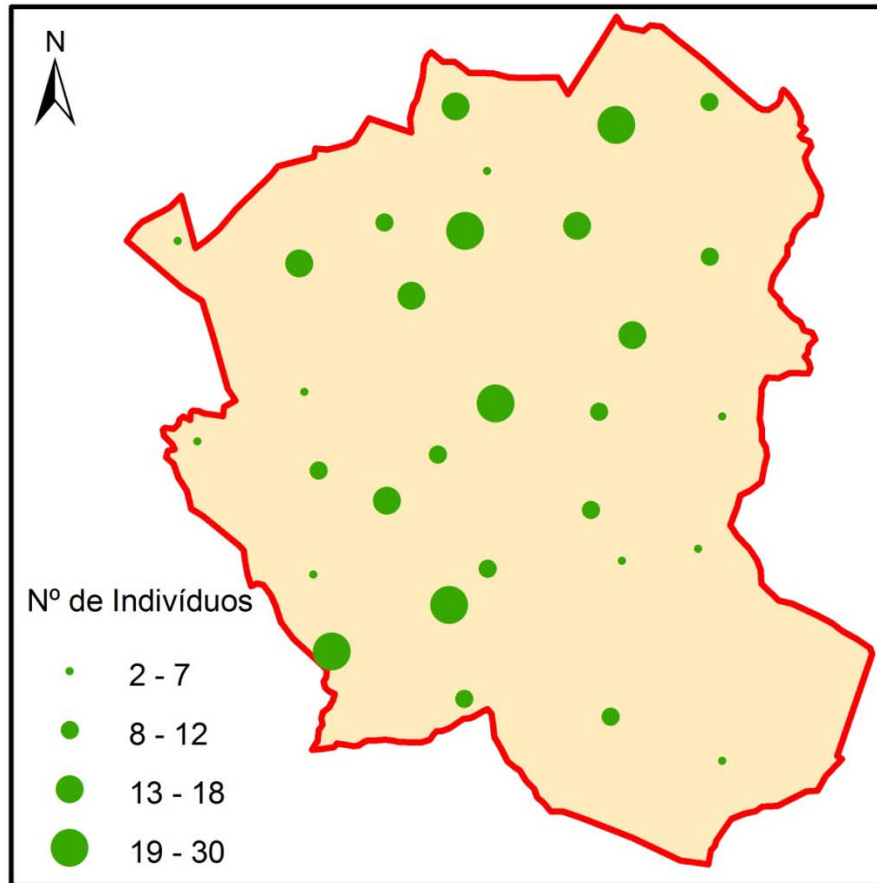


Fig. 8 – Distribuição espacial da abundância de Répteis

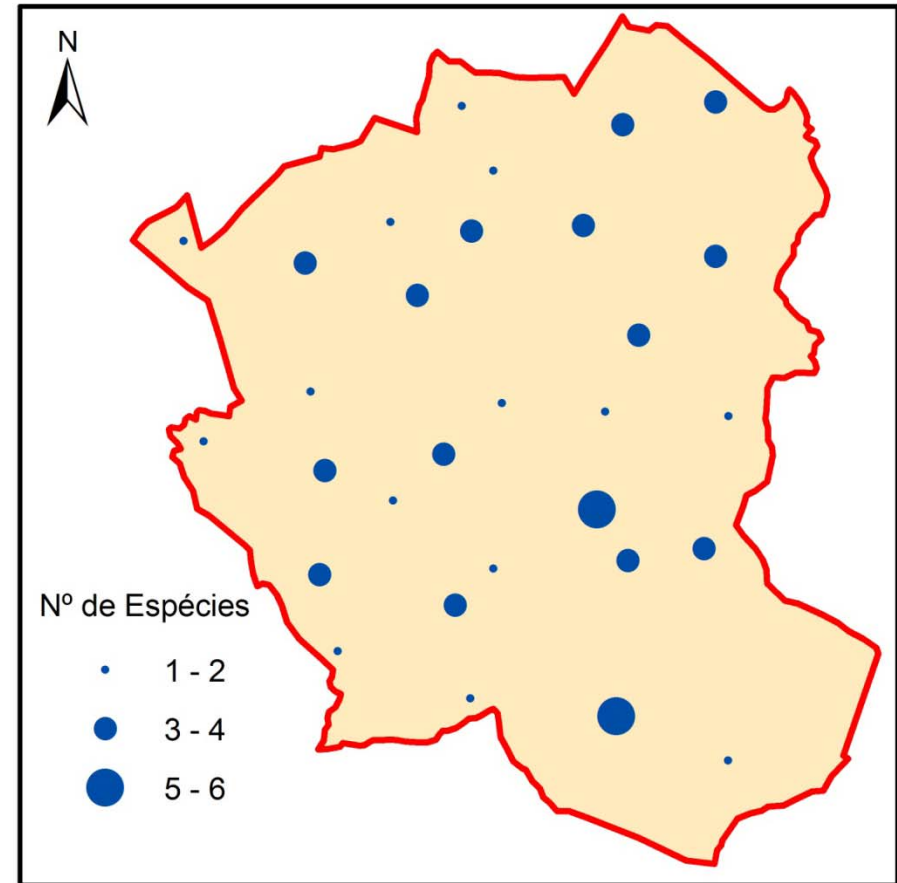


Fig. 9 – Distribuição espacial das espécies de Répteis

Que tipologias distintas de sistemas agrosilvopastoris existem na área de estudo?

Usos da terra e gestão agrosilvopastoril

A PCA para as variáveis uso do solo e gestão agrosilvopastoril originou quatro componentes principais que na sua globalidade explicam 71,8% da variabilidade total (Tabela 4). A primeira PC (PC-1), está correlacionada positivamente com as variáveis Matos, pinhal bravo (*Pinus pinaster*), altura de matos e percentagem de cobertura de matos, e negativamente com os prados e índice de encabeçamento do gado. Esta componente evidencia sobretudo os locais mais densos em termos de coberto vegetal (estrutura arbórea e arbustiva) e menos afectados pela exploração de gado, no fundo locais monoespecíficos de matos, pinhal bravo e misto entre estes dois sistemas. A PC-2 está correlacionada positivamente com os montados de sobro (*Quercus suber*) e negativamente com os afloramentos rochosos, percentagem de cobertura de pedras e índice de pisoteio do gado. Representa os locais com solos substancialmente mais evoluídos, onde a existência de afloramentos rochosos e pedras à superfície do solo é insignificante, sendo estes mais apropriados para *Quercus suber* devido às condições pedológicas que apresentam serem mais compatíveis com as exigências fisiológicas desta espécie de *Quercus*. No geral, a PC-2 demonstra que locais com *scores* muito elevados em montados de sobro, têm *scores* muito baixos ou praticamente inexistentes em termos de % de pedregosidade, afloramentos rochosos e índice de pastoreio do gado. São locais geridos especificamente para a exploração de cortiça, lenha (proveniente das podas) e caça.

No que respeita à PC-3, verifica-se que está correlacionada positivamente com os montados de azinho (*Quercus rotundifolia*) e galerias ripícolas, e negativamente com os prados. Esta PC representa um gradiente entre elevadas coberturas de montado de azinho e pequenas áreas de prados. No fundo sugere que à medida que aumenta a densidade de cobertura de *Quercus rotundifolia* diminui as áreas de prados. A última componente, PC-4, está correlacionada positivamente com os eucaliptais e os olivais, e negativamente com os matos. Esta componente evidencia um gradiente entre as manchas de matos que vão sendo substituídas por usos alternativos da terra, como são o caso dos eucaliptais em solos mais pobres e os olivais em parcelas mais pequenas que não são rentáveis para a exploração de *Quercus suber* e/ou *Quercus rotundifolia*.

Tabela 4 – Análise de componentes principais para as variáveis uso do solo e gestão agrosilvopastoril.

	PC -1	PC - 2	PC - 3	PC - 4
<i>Quercus rotundifolia</i>	-0.35	-0.34	0.66	-0.15
<i>Quercus suber</i>	0.16	0.86	0.04	0.06
<i>Eucaliptus spp.</i>	0.41	-0.21	-0.27	0.54
Linha água	-0.11	0.00	0.77	-0.11
Matos	0.58	-0.38	-0.16	-0.51
Olival	-0.02	-0.15	0.21	0.60
<i>Pinus pinaster</i>	0.80	-0.42	-0.26	-0.04
Prados	-0.54	-0.16	-0.62	-0.23
Altura dos matos	0.83	0.05	0.11	0.09
% cobertura de matos	0.88	0.10	0.18	0.16
% pedregosidade	0.47	-0.76	0.17	-0.07
Afloramentos rochosos	-0.29	-0.75	0.07	-0.01
Índice de pisoteio do gado	-0.59	-0.51	-0.12	0.45
Valor próprio	3.71	2.67	1.71	1.25
% de variação	28.52	20.57	13.13	9.59

Os valores a negrito indicam as correlações superiores a 0.50 das variáveis com as componentes principais.

Após o cálculo dos pesos de cada variável em cada componente principal, através da expressão $y_{ij} = S_{ij} * (r_{ij} / \sqrt{e_i})$, foi possível determinar um modelo que permite para cada componente a sua estimação:

- PC-1 = 0,057 (Matos) + 0,062 (P. Bravo) – 0,099 (Prados) + 0,163 (Alt. de Matos) + 0,210 (% cob. Matos) – 0,181 (Ind. Pisoteio)
- PC-2 = 0,233 (Mont. Sobro) – 0,185 (% de pedregosidade) – 0,288 (Aflo. Rochosos) – (Ind. Pisoteio)
- PC-3 = 0,213 (Mont. Azinho) + 0,019 (Linha d'água) – 0,166 (Prados)
- PC-4 = 0,102 (Eucaliptal) – 0,088 (Matos) + 0,074 (Olival)

Com base nestes modelos é possível calcular o valor exacto de cada componente em cada círculo de amostragem. Este valor calculado é simplesmente o *score* que cada

círculo de amostragem apresenta em termos de cada componente. O software SPSS calcula automaticamente estes *scores*, não sendo necessário efectuar manualmente estes cálculos. No entanto é fundamental ter em atenção que o valor dado pelo programa é um valor estandardizado, o que para efeitos de modelação é necessária cautela na interpretação dos valores obtidos, pois não são valores brutos mas sim estandardizados.

Tipologias de sistemas agrosilvopastoris, abundância e diversidade de Répteis

Com os *scores* de cada círculo de amostragem observados nas quatro componentes, foi possível identificar através da análise de clusters, quatro grupos consistentes de fácil interpretação. No dendograma da Fig. 10, é evidente a separação de dois grandes grupos de círculos de amostragem com um nível de dissemelhança de quase 100%. O primeiro destes grupos (Tipologia I) é constituído por círculos de amostragem onde o tipo de ocupação do solo dominante é o montado de sobro. O facto deste grupo se destacar dos restantes, deve-se sobretudo, para além do uso do solo dominante ser o montado de sobro, ao mosaico em termos de subcoberto que evidencia e à ausência de exploração de gado. Esta tipologia apresenta uma heterogeneidade espacial ao nível do subcoberto devido à rotatividade em termos de cortes de matos, isto é, este tipo de intervenção é realizado periodicamente em diferentes parcelas, contribuindo para uma multiplicidade em termos de manchas. Esta diversidade paisagística (ao nível do subcoberto) evidencia-se quer em termos de parcelas (umas com matos e outras sem) quer também ao nível do seu estado de evolução devido à intervenção ser diferenciada ao longo do tempo. A variável altura de matos, serviu para avaliar a idade relativa dos matos tendo uma noção aproximada do último momento em que se procedeu ao corte dos matos. Em suma, esta tipologia representa um modo de manejo do montado direccionado especificamente para a exploração de cortiça. Aqui existe uma forte componente de gestão do subcoberto de forma a reduzir o risco de incêndio e também em algumas situações a sementeira de leguminosas para aumentar a fixação de azoto no solo.

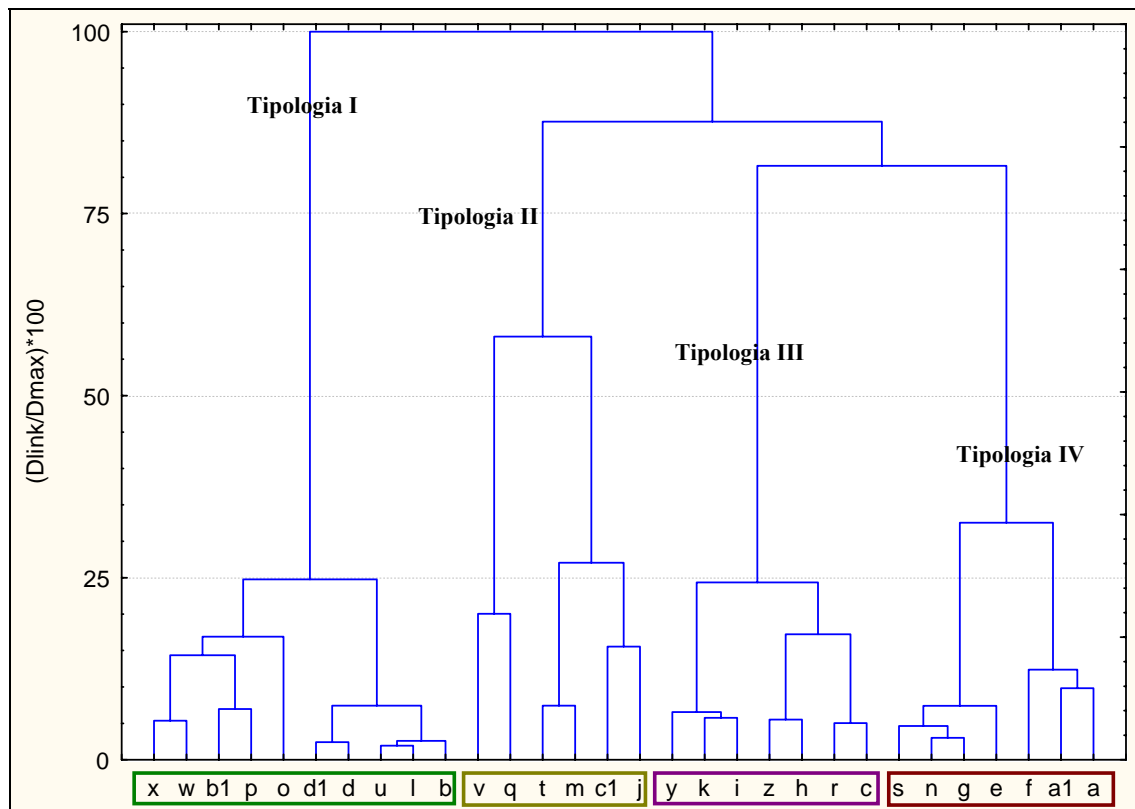


Fig. 10 – Dendrograma dos 30 locais de amostragem

O segundo grande grupo representa a generalidade dos círculos de amostragem onde a variável exploração de gado foi preponderante para a sua formação. Assim, a ocorrência de três subgrupos distintos com um nível de dissimilitude entre os 80 e 90% deveu-se sobretudo à presença e ausência de gado (Fig. 10). A Tipologia II representa um conjunto de círculos de amostragem cuja característica dominante é a ausência de gado. São locais monoespecíficos que correspondem a manchas que ocorrem ou no seio dos montados ou na periferia destes. Aqui dominam os matos, eucaliptais, pinhal bravo e/ou olivais. Geralmente estas manchas estão inseridas em zonas de pequena propriedade para o caso dos olivais, e no caso dos restantes tipos de ocupação do solo, em locais mais pobres, com elevada percentagem de pedras à superfície do solo e com declives mais acentuados. Em termos de subcoberto, para o caso dos pinhais e eucaliptais, existe uma homogeneização espacial, ou seja, grande percentagem do solo está coberta por matos geralmente da mesma altura não evidenciando diversidade estrutural. Na globalidade, trata-se de uma tipologia, caracterizada por um tipo de exploração alternativa nos locais menos apropriados para a existência de montados. Em termos paisagísticos, evidenciam uma fraca heterogeneidade visual.

A Tipologia III representa um conjunto de círculos de amostragem que são dominados pelos montados de azinho onde a exploração de gado é uma actividade importante neste tipo de paisagem. A diversidade de actividades de manejo, como sejam as podas, a criação do porco preto, o pastoreio de gado bovino, associada às características do solo, determina um mosaico paisagístico com maiores níveis de perturbação. Nestes locais, devido à multiplicidade de intervenções e perturbação pelo gado, o aparecimento de manchas de vegetação distintas em termos de tamanho e estrutura não é passível de ocorrer. Interessa ainda realçar nesta tipologia a forte componente em termos de utilização das lenhas provenientes da poda, ou seja, na sua larga maioria a lenha é removida à medida que se efectua a poda, no entanto alguns proprietários deixam ficar no terreno alguns aglomerados de lenha. Este aspecto torna-se importante para a fauna em geral e particularmente para a herpetofauna, devido ao facto de proporcionar abrigo numa paisagem com pouca disponibilidade em termos desta variável.

O último agrupamento de círculos de amostragem representa os locais que ocorrem no seio dos montados cujo tipo de solo e os declives suaves, permitiram aos gestores daquela paisagem em tempos remotos, abrir espaços que lhes permitisse uma utilização do solo mais direccionada para culturas anuais de sequeiro e pastoreio de gado. Nestes locais predomina uma rotatividade entre culturas de sequeiro e prados semi-naturais na época dos pousios. Esta tipologia de manejo, Tipologia IV, surge na sua larga maioria associada aos montados de azinho cuja cobertura é inferior a 25% do solo.

Existem diferenças nos níveis de abundância e diversidade de répteis ao longo das diferentes tipologias?

No que respeita à terceira questão deste trabalho, verificou-se que apenas existiam diferenças significativas para os valores de abundância de répteis (ANOVA: $gl = 3$; $F = 5,917$; $p = 0,003$) (Tabela 5). Segundo o teste de comparação múltipla de Tukey HSD, as diferenças nos valores de abundância de répteis apenas ocorreram entre as Tipologias I e IV ($p = 0.001$) (Tabela 6).

Tabela 5 – Análise de Variância (ANOVA)

		Soma dos quadrados	Graus de liberdade (gl)	Quadrados médios	Estatística de teste <i>F</i> -Snedecor (<i>F</i>)	<i>p</i> -value <i>p</i>
Abundância de Répteis	Entre os grupos	15,225	3	5,075	5,917	0,003
	Dentro dos grupos	22,299	26	0,858		
	Total	37,524	29			
Índice de Importância Ecológica	Entre os grupos	8996,908	3	2998,969	1,692	0,193
	Dentro dos grupos	46082,390	26	1772,400		
	Total	55079,298	29			
Riqueza específica	Entre os grupos	4,105	3	1,368	1,195	0,331
	Dentro dos grupos	29,762	26	1,145		
	Total	33,867	29			

p-value : Existem diferenças significativas para valores de *p* inferiores a 0,05.

Tabela 6 - Testes de Comparação Múltipla (Tukey HSD)

Variável dependente	(I) Tipologias	(J) Tipologias	Diferença entre as médias (I-J)	Erro padrão	<i>p</i> -value <i>p</i>	Intervalo de confiança (95%)	
Abundância de Répteis	I	II	0,9102	0,5001	0,287	-0,461	2,282
		III	1,0384	0,4500	0,122	-0,196	2,272
		IV	2,0144(*)	0,4792	0,001	0,699	3,329
	II	I	-0,9102	0,5001	0,287	-2,282	0,461
		III	0,1282	0,4880	0,993	-1,210	1,467
		IV	1,1042	0,5152	0,166	-0,309	2,517
	III	I	-1,0384	0,4500	0,122	-2,272	0,196
		II	-0,1282	0,4880	0,993	-1,467	1,210
		IV	0,9760	0,4667	0,182	-0,304	2,256
	IV	I	-2,0144(*)	0,4792	0,001	-3,329	-0,699
		II	-1,1042	0,5152	0,166	-2,517	0,309
		III	-0,9760	0,4667	0,182	-2,256	0,304

* A diferença média é significativa para valores de *p* inferiores a 0,05.

Para avaliar o efeito do pisoteio do gado nos valores de abundância e riqueza específica, efectuou-se o mesmo tipo de análise no entanto para um nível taxonómico mais baixo, isto é, para além da abundância e riqueza de Répteis e o Índice de Importância Ecológica, considerou-se ainda a abundância e riqueza de Lacertídeos e Colubrídeos.

Os resultados desta análise mostraram-se desfavoráveis para os locais com presença de gado, nomeadamente ao nível da abundância de répteis (ANOVA: gl = 1; *F* = 5,421; *p* = 0,027), abundância de lacertídeos (ANOVA: gl = 1; *F* = 6,092; *p* = 0,020), riqueza de lacertídeos (ANOVA: gl = 1; *F* = 4,800; *p* = 0,037) e Índice de Importância Ecológica (ANOVA: gl = 1; *F* = 6,443; *p* = 0,017) (Tabela 7).

Tabela 7 - ANOVA

		Soma dos quadrados	Graus de liberdade (gl)	Quadrados médios	Estatística de teste <i>F</i> -Snedecor (F)	<i>p</i> -value <i>p</i>
Abundância de Répteis	Entre os grupos	6,086	1	6,086	5,421	0,027
	Dentro dos grupos	31,438	28	1,123		
	Total	37,524	29			
Índice de Importância Ecológica	Entre os grupos	10302,925	1	10302,925	6,443	0,017
	Dentro dos grupos	44776,373	28	1599,156		
	Total	55079,298	29			
Riqueza específica	Entre os grupos	2,006	1	2,006	1,763	0,195
	Dentro dos grupos	31,861	28	1,138		
	Total	33,867	29			
Abundância de Lacertídeos	Entre os grupos	8,704	1	8,704	6,092	0,020
	Dentro dos grupos	40,006	28	1,429		
	Total	48,710	29			
Abundância de Colubrídeos	Entre os grupos	1,519	1	1,519	3,365	0,077
	Dentro dos grupos	12,636	28	0,451		
	Total	14,155	29			
Riqueza de Lacertídeos	Entre os grupos	1,800	1	1,800	4,800	0,037
	Dentro dos grupos	10,500	28	0,375		
	Total	12,300	29			
Riqueza de Colubrídeos	Entre os grupos	1,422	1	1,422	2,219	0,147
	Dentro dos grupos	17,944	28	0,641		
	Total	19,367	29			

p-value : Existem diferenças significativas para valores de *p* inferiores a 0,05.

Os resultados em termos espaciais encontram-se expressos nos mapas das figuras que se seguem.

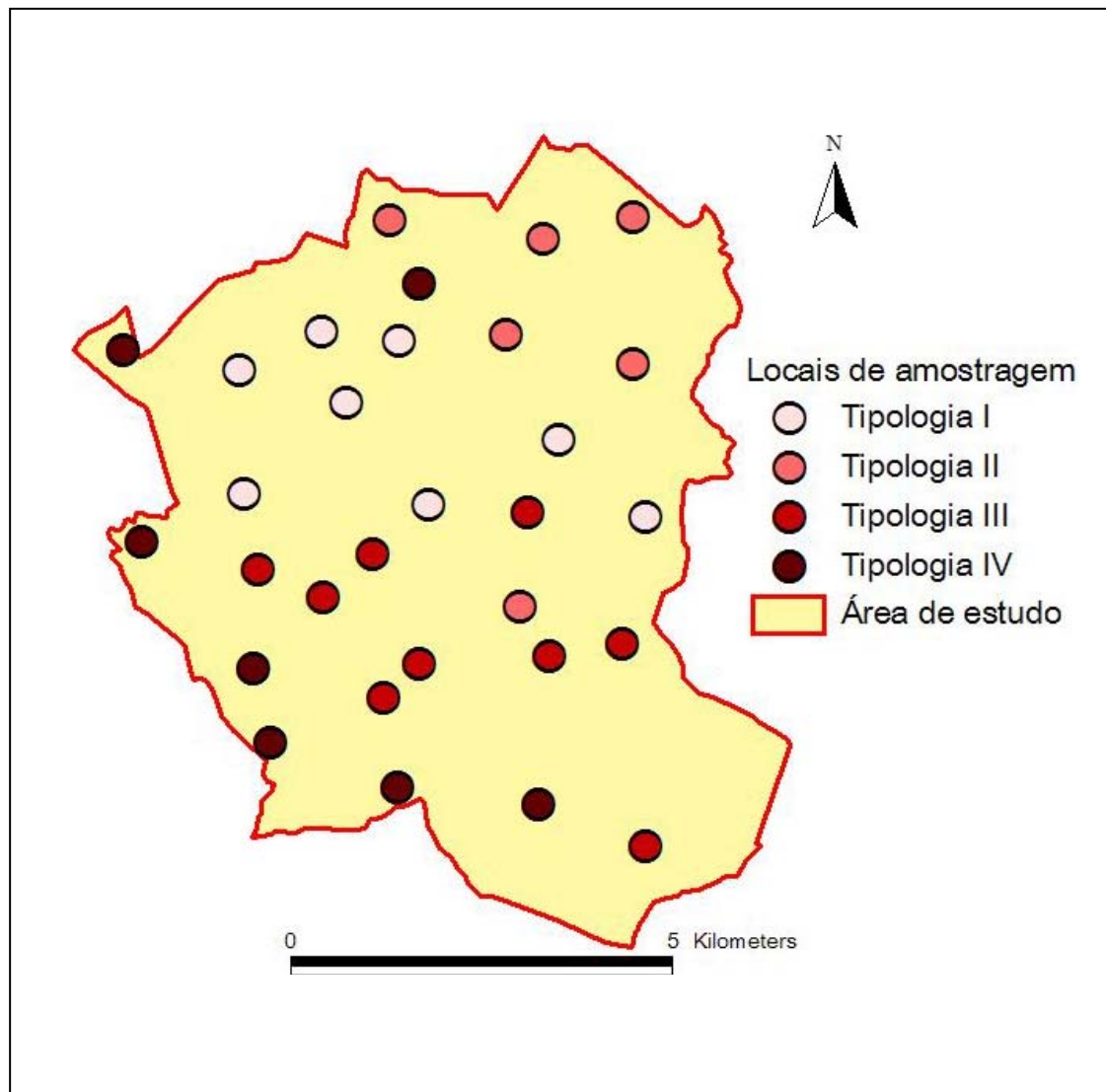


Fig. 11 – Tipologias de sistemas agro-florestais

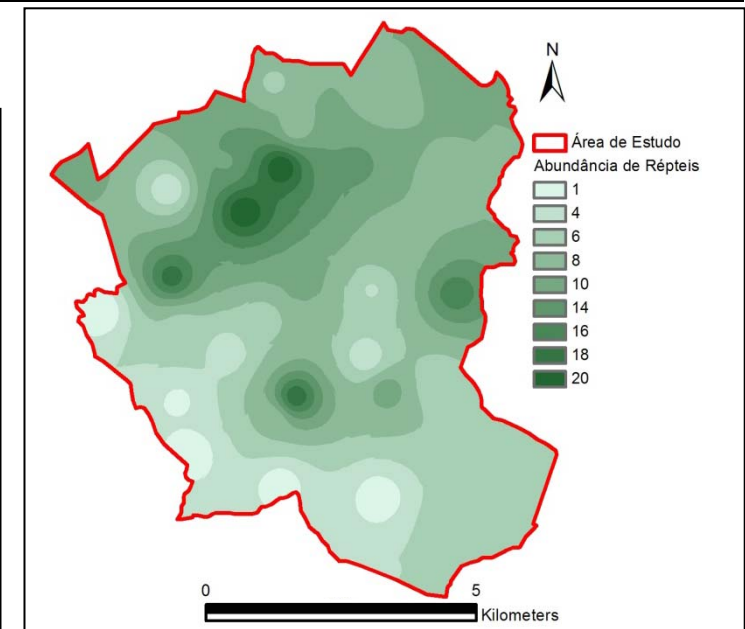


Fig. 12- Abundância de Répteis

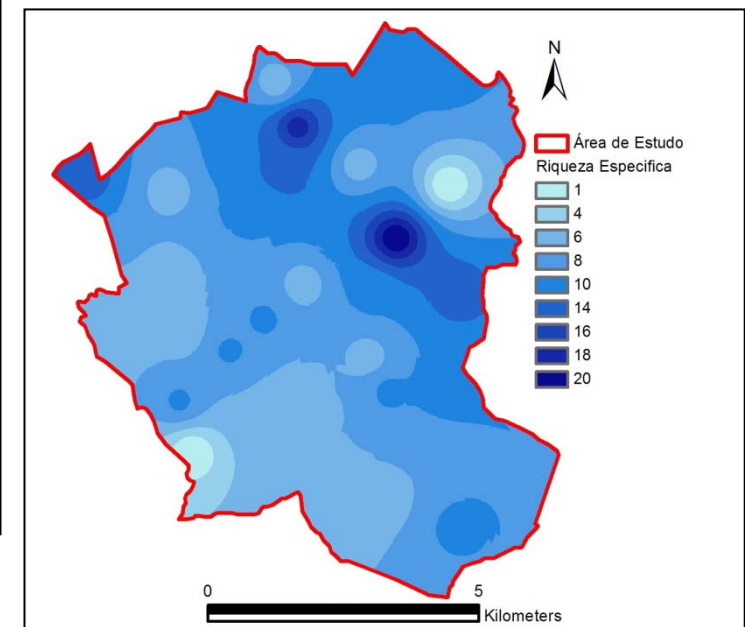


Fig. 13- Riqueza Específica

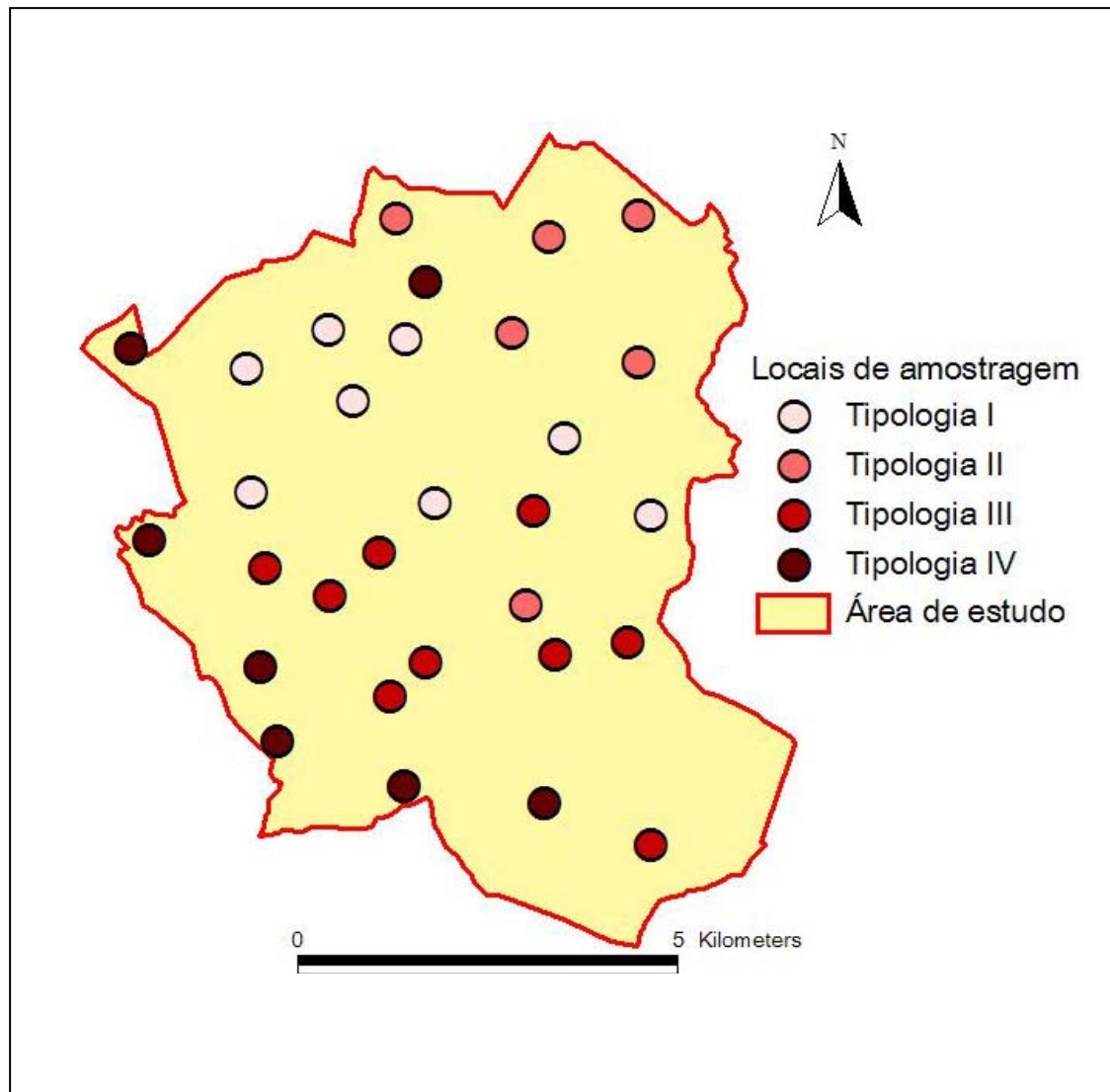


Fig. 14 – Tipologias de sistemas agro-florestais

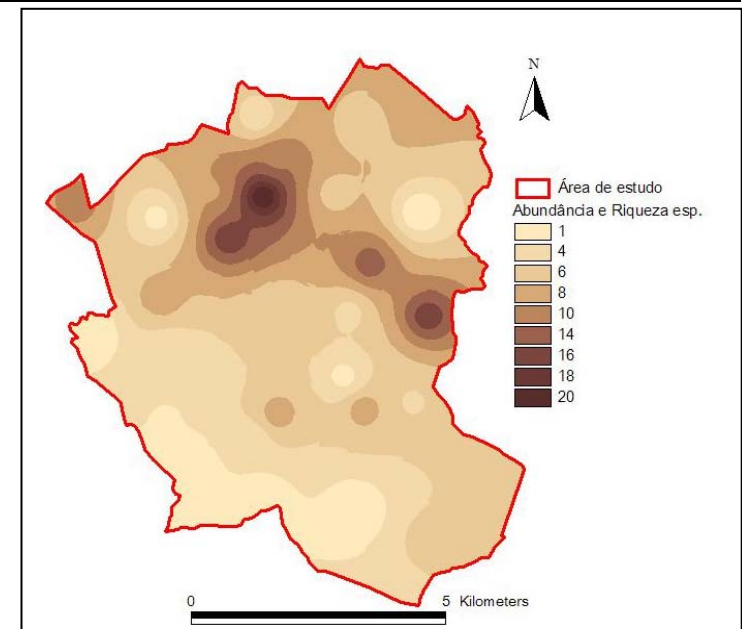


Fig. 15- Abundância e Riqueza Específica

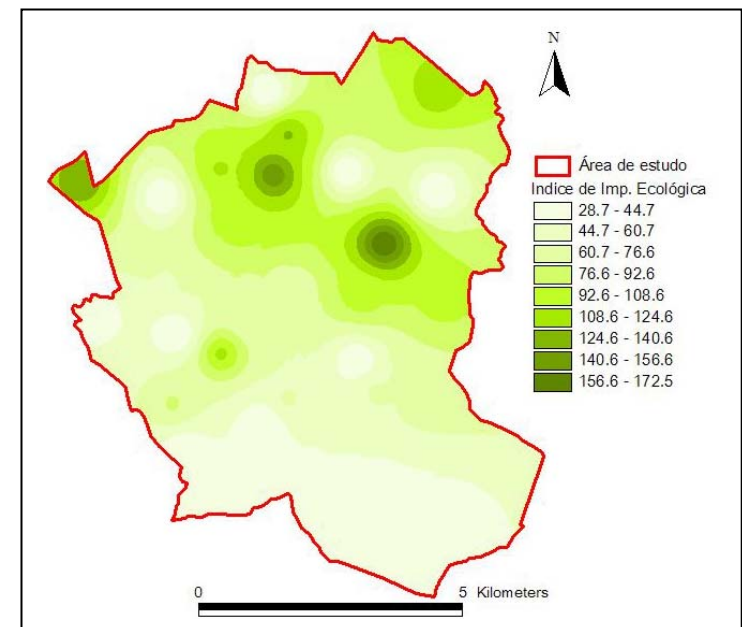


Fig. 16- Índice de Importância Ecológica

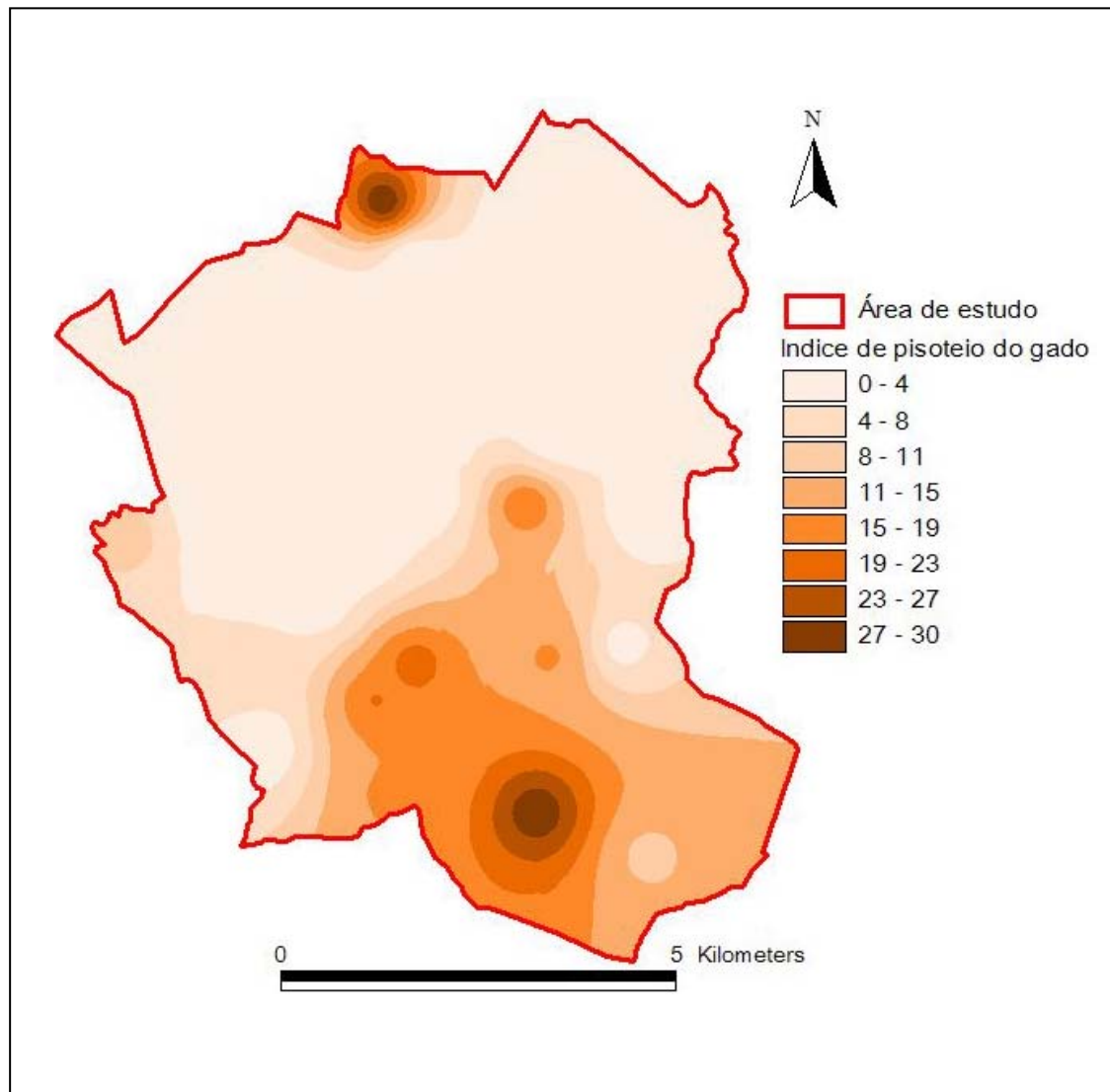


Fig. 17 – Índice de pisoteio do gado

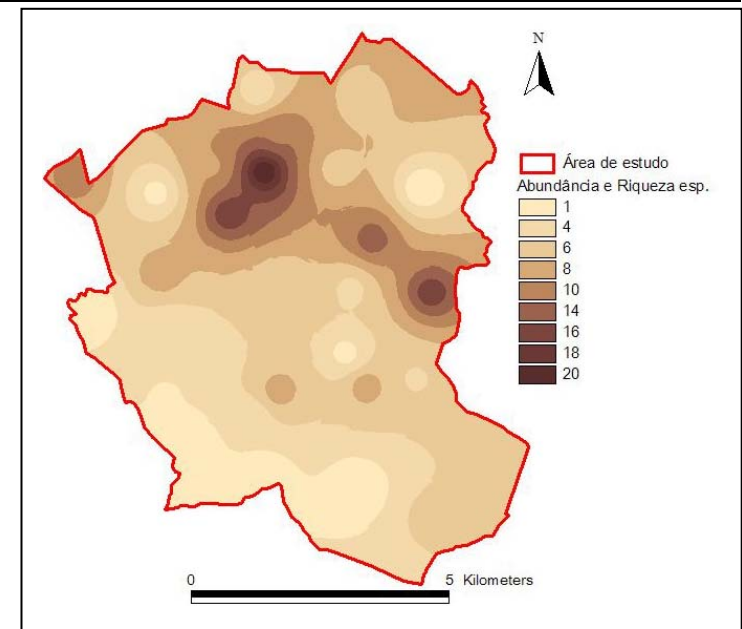


Fig. 18- Abundância e Riqueza Específica

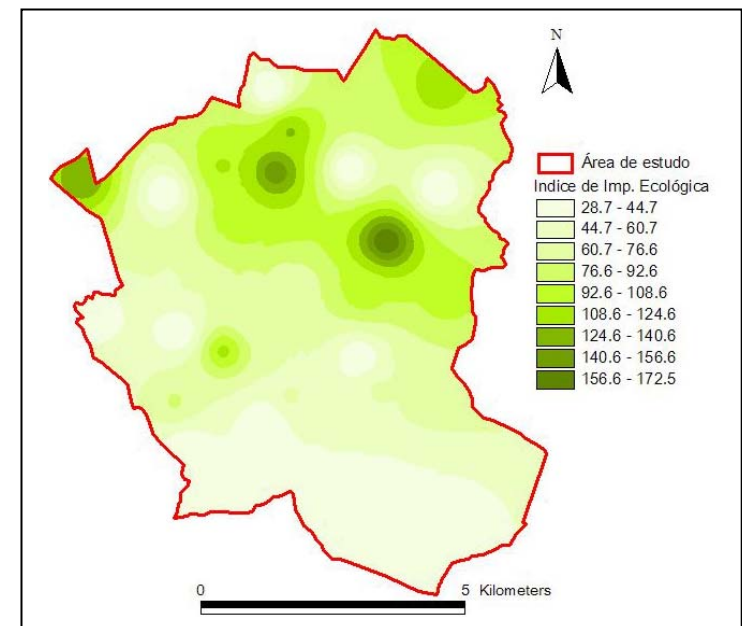


Fig. 19- Índice de Importância Ecológica

Quais as variáveis que determinam a ocorrência dos valores de abundância e riqueza específica?

Após o cálculo das componentes principais e a determinação dos seus modelos matemáticos, efectuaram-se regressões lineares com o intuito de analisar quais destas componentes, que são combinações lineares das variáveis originais, estariam a influenciar de modo significativo os valores de abundância e riqueza específica e o Índice de Importância Ecológica. No total foram ajustados 3 modelos de regressão linear.

Assim, para a variável abundância de répteis entraram para a construção do modelo como sendo significativas, apenas três das quatro componentes principais, a PC-1, PC-2 e PC-3 (Tabela 10). O modelo ajustado é significativo (ANOVA: $gl = 3$, $F = 7,203$, $p = 0,001$) (Tabela 9) e revela-se um bom modelo na medida em que explica 45,4% da variabilidade total dos valores de abundância registados (Tabela 8).

Tabela 8 – Resumo do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Erro padrão da estimação	Durbin-Watson
1	0,674(a)	0,454	0,391	0,887782	1,433

Tabela 9 – ANOVA do modelo ajustado (Abundância de Répteis)

Modelo	Soma dos quadrados	Graus de liberdade (gl)	Quadrados médios	Estatística de teste <i>F</i> -Snedecor (F)	<i>p</i> -value <i>p</i>
1 Regressão	17,032	3	5,677	7,203	0,001
Residual	20,492	26	0,788		
Total	37,524	29			

p-value : O modelo é significativo quando $p < 0,05$.

Tabela 10 – Coeficientes do modelo ajustado (Variável dependente: Abundância de Répteis)

Modelo	Coeficientes não standardizados		Coeficientes standardizados			Estatísticas de Colinearidade	
	B	Erro pad.	Beta	Estatística de Teste <i>t</i> Student	<i>p</i> -value <i>p</i>	Tolerância	VIF
1 (constante)	3,329	0,162		20,539	0,000	1	1
PC -1	0,504	0,162	0,450	3,108	0,005	1	1
PC -2	0,408	0,162	0,365	2,519	0,018	1	1
PC -3	0,384	0,162	0,343	2,367	0,026	1	1

VIF: Factor de inflação da variação

Assim o modelo preditivo ajustado corresponde à seguinte expressão:

- Abundância de Répteis = $3,329 + 0,504 (PC-1) + 0,408 (PC-2) + 0,384 (PC-3)$

Substituindo neste modelo cada PC pela sua expressão determinada anteriormente, seria possível prever o valor da abundância de répteis em qualquer lugar da área de estudo. Como não se tratava de um objectivo deste trabalho e também porque não se conheciam algumas variáveis que entram no modelo, a modelação dos valores esperados não foi efectuada.

Para a riqueza específica foi ajustado o seguinte modelo:

- Riqueza específica = $2,733 + 0,419 (PC-2)$

Para este modelo apenas a PC-2 foi seleccionada como variável significativamente importante para explicar os valores de riqueza específica (Tabela 13). O modelo ajustado não se revela um bom modelo na medida em que apenas explica 15,6% da variabilidade total existente na matriz dos dados da riqueza específica (Tabela 11). Apesar de explicar uma pequena parte da variância, não é de menosprezar dado a que se trata de um modelo significativo (ANOVA: $gl = 1$, $F = 5,159$, $p = 0,031$) (Tabela 12).

Tabela 11 – Resumo do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Erro padrão da estimação	Durbin-Watson
1	0,394	0,156	0,125	1,011	2,466

Tabela 12 – ANOVA do modelo ajustado (Riqueza específica)

Modelo	Soma dos quadrados	Graus de liberdade (gl)	Quadrados médios	Estatística de teste <i>F</i> -Snedecor (<i>F</i>)	<i>p</i> -value <i>p</i>
1 Regressão	5,269	1	5,269	5,159	0,031
Residual	28,597	28	1,021		
Total	33,867	29			

p-value : O modelo é significativo quando $p < 0,05$.

Tabela 13 – Coeficientes do modelo ajustado (Variável dependente: Riqueza específica)

Modelo	Coeficientes não estandardizados		Coeficientes estandardizados			Estatísticas de Colinearidade	
	B	Erro pad.	Beta	Estatística de Teste <i>t</i> Student	<i>p</i> -value <i>p</i>	Tolerância	VIF
1 (constante)	2,733	0,185		14,814	0,000		
PC -2	0,419	0,185	0,394	2,271	0,031	1	1

VIF: Factor de inflação de variação

Por fim, para o Índice de Importância Ecológica também foi possível ajustar um modelo que explicasse a variabilidade dos seus valores. Este modelo, revela que o respectivo índice está dependente da PC-2, ou seja, à medida que o valor desta componente aumenta, o valor do índice também aumenta segundo a seguinte função:

- Índice de Importância Ecológica = $71,378 + 20,719 (PC-2)$

O modelo ajustado é significativo (ANOVA: $gl= 1$, $F= 8,632$, $p = 0,007$) (Tabela 15) e consegue explicar 23,6% da variabilidade total dos dados desta variável (Tabela 14).

Tabela 14 – Resumo do Modelo

Modelo	R	R ²	R ² Ajustado	Erro padrão da estimação	Durbin-Watson
1	0,485	0,236	0,208	38,776	2,005

Tabela 15 – ANOVA do modelo ajustado (Índice de Importância Ecológica)

Modelo		Soma dos quadrados	Graus de liberdade (gl)	Quadrados médios	Estatística de teste <i>F</i> -Snedecor (F)	<i>p</i> -value <i>p</i>
1	Regressão	12978,540	1	12978,540	8,632	0,007
	Residual	42100,758	28	1503,599		
	Total	55079,298	29			

p-value : O modelo é significativo quando $p < 0,05$.

Tabela 16 – Coeficientes do modelo ajustado (Variável dependente: Índice de Importância Ecológica)

Modelo	Coeficientes não estandardizados		Coeficientes estandardizados			Estatísticas de Colinearidade	
	B	Erro pad.	Beta	Estatística de Teste <i>t</i> Student	<i>p</i> -value <i>p</i>	Tolerância	VIF
1 (constante)	71,368	7,080		10,081	0,000		
PC -2	20,799	7,080	0,485	2,938	0,007	1	1

VIF: Factor de inflação de variação

Discussão/Conclusão

A gestão tradicional dos montados permite a existência de um estrato arbóreo em simultâneo com um mosaico de matos que favorece a diversidade de espécies, sendo exemplo os lacertídeos e as serpentes (Díaz *et al.*, 2000; Martín e López, 2002). A ausência de uma gestão permanente com estas características proporciona o aumento gradual da densificação do estrato arbustivo contribuindo para uma floresta fechada tal como o que se verifica quando se dá o abandono dos campos agrícolas (Moreira e Russo, 2007; Acácio *et al.*, 2009). Tipologias de gestão que contemplem um uso da terra onde predomine baixos encabeçamentos e/ou extracção selectiva de árvores (produção de lenha) pode aumentar as oportunidades de termoregulação destas espécies, evitar os predadores e aumentar o sucesso na procura de alimento (Vitt *et al.*, 1998; Martín e López, 2002; Santos *et al.*, 2008). Pelo contrário, fogos florestais, secas severas, pastoreio intensivo de gado e outras práticas de gestão drasticamente removem do estrato arbustivo a cobertura vegetal (Moreira e Russo, 2007; Acácio *et al.*, 2009). Estas práticas tendem a afectar negativamente os répteis na medida em que eliminam locais de refúgios (para evitar as temperaturas extremas e a captura por predadores) e reprodução (sobretudo locais para deposição dos ovos) (Woinarski e Ash, 2002; Santos *et al.*, 2008; Márquez-Ferrando *et al.*, 2009). Não obstante, algumas serpentes (Malpolon, Rhinechis, Hemorrhois) ocasionalmente ocorrem em propriedades agrícolas, provavelmente atraídas por presas como mamíferos roedores (observações de campo; Malkmus, 2004; Márquez-Ferrando *et al.*, 2009).

Através dos resultados das análises estatísticas que incidiram sobre as variáveis uso do solo e de gestão agrosilvopastoril, foi possível determinar com fiabilidade a existência de quatro tipologias distintas de sistemas agrosilvopastoris. Existem espaços característicos de montado de sobre, outros de montados de azinho denso, outros de montados de azinho dispersos que permitem uma utilização mais virada para a produção de cereais e pastoreio de gado e por fim locais mais degradados que são utilizados para a exploração florestal de pinheiro bravo e eucalipto. Cada uma destas tipologias, fruto da acção humana, determina por seu turno diferentes tipos de estrutura ao nível do microhabitat. A heterogeneidade paisagística criada por este tipo de utilização é determinada pela variação dos parâmetros da própria ecologia da paisagem como sejam, o número de manchas, o seu tamanho médio, o isolamento entre elas e o efeito de orla. A variação destes parâmetros ao longo de cada

tipologia e por conseguinte ao longo da paisagem em geral poderá influenciar a composição e dinâmica das espécies que nela ocorrem (Fahrig, 2003).

Com base nos resultados obtidos foi possível constatar que a distribuição dos valores de abundância e riqueza específica não se comportaram de modo idêntico mas sim reflectiram um determinado padrão espacial. Ao visualizarem-se os mapas obtidos, conclui-se que no global a zona norte da área de estudo apresenta os melhores resultados em termos de abundância e riqueza de espécies. O mesmo padrão foi também registado para o Índice de Importância Ecológica. Esta zona coincide com a área de distribuição dos montados de sobreiro na área de estudo. Ainda em relação a esta assimetria espacial no que toca aos valores em questão, salienta-se a zona sudeste da área de estudo como sendo a zona onde se registaram os valores mais baixos.

A diferença nos padrões espaciais mostrou-se mais evidente nos níveis de abundância de répteis. O número de indivíduos detectados oscilou de modo significativo sobretudo entre as tipologias I e IV, ou seja, entre os montados de sobreiro e os montados de azinho com cobertura dispersa e com pastoreio. As tipologias I e IV são exactamente opostas em termos de abundância de répteis, sendo a primeira tipologia a que apresenta maiores valores. Este resultado demonstra que o aumento da abundância de répteis está associado ao tipo de gestão do sub coberto existente nos montados de sobreiro que lhes permite zonas de abrigo, alimento e reprodução, nas manchas de mato com diferentes estados de evolução. Pelo contrário em habitats como os da tipologia IV, onde a vegetação arbustiva é praticamente inexistente e a distância entre as árvores é elevada, e ainda existe perturbação causada pelo pastoreio, os valores de abundância são fracamente mais baixos. O corte de matos para promover áreas de pastagens e/ou para culturas cerealíferas e para pastoreio intensivo de gado são os factores que mais afectam as populações de répteis na área de estudo. Como exemplo cita-se o verificado em França, onde o abandono da agricultura extensiva e as práticas de gestão tradicionais relacionadas terão causado o declínio de numerosas populações de lacertídeos (Cheylan e Grillet, 2005). Na Catalunha foi demonstrado que o uso agrícola exclusivo teve um efeito na diversidade de répteis (Ribeiro *et al.*, 2009). A existência de vegetação arbustiva é considerada uma das principais variáveis para a ocorrência de répteis, sobretudo *lacertídeos*, pois funciona como “barreira” protectora contra predadores (Martin e López, 1990, 1998).

Tal como avaliado noutros estudos (Martin e López, 2002), também aqui se verificou que os répteis parecem preferir locais onde a perturbação pelo pastoreio é reduzida. Os resultados em relação a esta variável mostraram-se bastante significativos em termos da sua influência negativa, ou seja, observando os mapas da variável índice de pisoteio e os mapas das abundâncias, riqueza específica e IIE, é facilmente perceptível que os répteis não preferem essas áreas. A tonalidade mais escura no mapa do índice de pisoteio de gado corresponde à tonalidade mais clara no mapa da abundância, riqueza e IIE, ou seja, locais com valores elevados de pastoreio são locais com baixos valores em termos de abundância, riqueza específica e importância ecológica. As razões para este aspecto são claras; há uma forte degradação da vegetação, impossibilitando assim o seu desenvolvimento não permitindo a existência de habitat favorável para a maioria destas espécies. Este índice de pisoteio, permitiu aferir que diferentes intensidades de pisoteio, logo diferentes encabeçamentos por ha, poderão ter impactes distintos na vegetação e por conseguinte na fauna em geral. Neste estudo, não interessava determinar os níveis de encabeçamento, devido por um lado à dificuldade em obter essa informação por parte dos proprietários, e por que o que interessava saber era qual a intensidade de pastoreio nos locais onde se procediam as contagens das espécies. Com esta metodologia, foi possível avaliar quer no local das contagens quer no momento da sua realização, uma quantificação, embora com erros, mas estes sistematizados ao longo dos círculos de amostragem, que permitisse efectuar comparações nos níveis de pisoteio entre os locais amostrados. Segundo a bibliografia (Dufour-Dror, 2007), o encabeçamento de gado bovino óptimo para permitir uma sustentabilidade ecológica nos sistemas agrosilvopastoris do Mediterrâneo é aproximadamente de 1 indivíduo por ha, neste estudo foi detectado em alguns círculos de amostragem índices de pisoteio que de modo algum poderiam corresponder a um indivíduo por ha, muito pelo contrário evidenciavam um excesso de encabeçamento por ha.

Ainda em relação a este índice de pisoteio considera-se que em futuros trabalhos onde seja necessário avaliar o efeito do gado nos sistemas ecológicos, se deveriam canalizar esforços na tentativa de estabelecer um modelo que permita através das contagens das pegadas no solo, o tipo de solo (devido à facilidade de registo da pegada no solo), o tamanho da parcela e o tempo de permanência do gado, inferir o encabeçamento naqueles locais. Em concreto definir um modelo que permita dizer que um índice de pisoteio de gado com valor 10 se refere a x cabeças de gado por ha.

Todos os modelos de regressão linear aqui ajustados demonstraram que a componente PC-2 é uma variável importante para explicar a ocorrência dos valores de abundância, riqueza específica e do IIE. Desta forma, o que os modelos sugerem ao reter esta componente, é que os montados de sobro e a ausência de pastoreio são as variáveis que mais determinam a ocorrência de répteis, quer em termos da sua abundância, diversidade e importância ecológica. Interessa aqui realçar, uma vez mais, a importância dos montados de sobro como sendo uma tipologia própria cujas características paisagísticas determinadas pela acção moderada do homem através de técnicas tradicionais de gestão, parecem favorecer este grupo animal.

Os modelos construídos apresentaram na sua generalidade valores de R^2 muito baixos, com excepção para o modelo da abundância. No entanto, considera-se que os modelos não deverão ser menosprezados dado à sua significância pelo que é pertinente apresentar estes valores, ou seja, os parâmetros aqui avaliados, não dependem apenas de questões de habitat. O que estes modelos sugerem é que pelo menos as variáveis estudadas conseguem explicar x por cento da variabilidade registada, sendo a restante percentagem não explicada por estas variáveis, dependentes de outro tipo de variáveis como sejam, por exemplo, variáveis climáticas, variáveis mais pormenorizadas em termos de gestão agrosilvopastoril, entre outras.

Em suma, salienta-se que este estudo, embora com algumas limitações, permitiu evidenciar os diferentes tipos de utilização agrosilvopastoril das paisagens mediterrânicas e as suas implicações numa comunidade de répteis. Como implicações, sobretudo ao nível da distribuição das abundâncias e riqueza específica, destaca-se de uma forma positiva o tipo de manejo dos montados de sobro, aqui parece existir um equilíbrio entre as intervenções no meio e a dinâmica das espécies, no fundo a intervenção diferenciada no tempo e no espaço (sub coberto) permite aumentar a diversidade paisagística o que potencia um leque variado em termos de microhabitat nos diferentes estados do ciclo de vida destas espécies. Como implicações negativas, destaca-se a intensidade de pastoreio exagerado nalguns locais.

No global foi possível, tal como nos estudos dirigidos para passeriformes e mamíferos em sistemas deste tipo (Díaz e Pulido, 1995; Díaz *et al.*, 1995, 1997 e Pulido e Díaz, 1997) inferir que existe uma selecção pronunciada por parte das espécies ao longo dos diferentes mosaicos que caracterizam estas paisagens marcadamente agrosilvopastoris. Demonstraram que a gestão tradicional dos montados em especial mantinha uma maior diversidade ao nível

da comunidade de aves que as áreas adjacentes como sejam as zonas de cultivo/pastoreio e até mesmo a própria floresta mediterrânica. De forma idêntica com os resultados destes estudos, também aqui se verificou que existe um aumento ao nível da abundância e diversidade de Répteis nos locais onde a utilização agro-florestal é sobretudo montados de sobro com um tipo de mosaico ao nível do sub coberto bastante diversificado.

Estes estudos vieram comprovar que o manejo tradicional destes sistemas, por exemplo dos montados, é uma variável importante para a conservação de muitas espécies que se encontram em situações frágeis em termos da sua preservação. Os répteis, espécies chave para muitas espécies de topo como sejam a águia-cobreira (*Circaetus gallicus*) e muitos carnívoros como a raposa (*Vulpes vulpes*), saca-rabos (*Herpestes ichneumon*), entre outros, poderão usufruir de uma conservação concertada sem que seja necessário grandes alterações de fundo no modo de manejo da paisagem. A conservação destas espécies passa sobretudo por uma gestão do sub coberto diferenciada, permitindo criar variabilidade espacial ao mesmo tempo que reduz os riscos de incêndio. Estas espécies embora não apresentem perigo eminente de extinção, urge cada vez mais dar atenção a espécies como a Cobra-de-capuz (*Macropododon brevis*), que é uma serpente marcadamente mediterrânica e cujas populações estão mal conhecidas. Sabe-se que são populações muito fragmentadas devido à fraca plasticidade ecológica que apresentam, a fêmea apenas se reproduz de 2 em 2 anos e o tamanho das posturas são fracamente baixos, cerca de 2 a 3 ovos, esporadicamente 3 a 4 (Pleguezuelus e Feriche, 1998).

Assim, conciliar a actividade agrosilvopastoril e a conservação será possível se as práticas de gestão forem desenvolvidas de forma sustentável (Biaggini *et al.*, 2006; Billeter *et al.*, 2008). Com base neste estudo pode-se concluir que a adequada gestão do montado preservando o estrato arbustivo é crucial para a conservação dos répteis. Qualquer tipologia de gestão agrosilvopastoril de forma intensiva deve ser evitada. Adicionalmente, os desperdícios provenientes das podas e a sua acumulação em amontoados juntamente com os aglomerados de pedras nas imediações dos campos agrícolas (práticas tradicionais), poderão funcionar como soluções que promovem abrigo e assim contribuem para a conservação destas espécies. Por outro lado, e com base nestes resultados, sugere-se que as taxas de encabeçamento de gado devem ser mantidas em níveis mais sustentáveis para este geoecossistema, nomeadamente níveis entre 0.2 – 0.4 animais/ha (bovino) (Olea e San Miguel-Ayanz, 2006).

Como contributo para futuros trabalhos, este estudo deixa em aberto um conjunto de situações que mereciam ser apreciadas com maior pertinência, como sejam a recolha de um maior número de variáveis ligadas à gestão dos espaços, como exemplo, a periodicidade de desbaste do sub coberto, o tempo de permanência do gado nas respectivas parcelas, a composição florística do sub coberto, entre outras. Utilizando a abordagem aqui desenvolvida, seria pertinente definir um protocolo de amostragem dirigido agora para as quatro tipologias, ou seja, com o mesmo número de locais de amostragem para cada uma das tipologias e com a recolha de um conjunto de variáveis mais específicas.

Anexo I – Tabela I

Tabela 1 - Breve história do clima e dos bosques Mediterrânicos (Retirado de Valladares, 2008)

BREVE HISTORIA DEL CLIMA Y LOS BOSQUES MEDITERRÁNEOS	
<p>Los bosques mediterráneos han sufrido numerosos avatares climáticos e históricos que han determinado la estructura y dinámica de los bosques actuales y que tendrán indudables repercusiones en su respuesta futura al cambio global. La cronología que se incluye a continuación resume algunos de los principales momentos en la historia del clima y de los bosques mediterráneos y ha sido elaborada a partir de otros estudios lógicamente mas extensos (Costa et al. 1998, Grove y Rackham 2001, Maldonado et al. 2002, Mesa-Jimenez 2002, Carrión 2003).</p>	
<p><i>Las siglas BP, a.C. y MA indican antes del presente, antes de Cristo y millones de años respectivamente.</i></p>	
6.5 MA BP	<p>Desección Messiniense (Terciario, Mioceno) del Mediterráneo (crisis de salinidad). Expansión de táxones esteparios y de zonas salinas.</p>
3.2 MA BP	<p>Se establece por primera vez el clima Mediterráneo (Terciario, Plioceno), pero será interrumpido por grandes y duraderos cambios climáticos. Empobrecimiento inicial de especies. Dominio de coníferas. Bosques más abiertos. Se expanden las especies mediterráneas.</p>
2.3 MA BP	<p>Glaciaciones en Europa. Hasta 20 oscilaciones climáticas que son paralelas a alternancias de bosques y formaciones abiertas registradas durante el Cuaternario (Pleistoceno, 1.6-0.01 MA). La alternancia de bosques caducifolios y perennifolios se debe a oscilaciones pluviosidad-xericidad en el Norte de Europa y calentamiento-enfriamiento en el Sur.</p>
100.000 BP	<p>Última glaciación (Würm), comienzo del Holoceno. Desaparece la flora subtropical del Terciario de extensas zonas.</p>
18.000 BP	<p>Condiciones extremadamente frías y áridas. La mayoría de las especies actuales ya están caracterizadas. El registro fósil y polínico permite reconstrucciones precisas. Se distinguen ya en la Península Ibérica las tres zonas climáticas principales (atlántica al noroeste, mediterránea al sureste, de transición y muy continental en el interior).</p>
10.000 BP	<p>Crisis de aridez del Dryas.</p>
8.000 BP	<p>Período Atlántico, recuperación de bosques templados. Predominio de <i>Quercus</i> spp. en el Mediterráneo. Encinares y quejigares se expanden en periodos favorables y son dominantes. El alcornoque se hace más abundante. Los pinos suponen menos de un 20% de los registros polínicos, pero pueden ser localmente abundantes en zonas más secas y frías.</p>
7.000 BP	<p>Comienza a ser importante la incidencia de las actividades humanas (Neolítico, fuego). La deforestación favorece la expansión de matorrales heliófilos. Se inicia un periodo de 2.000 años de buena pluviometría.</p>
5.000 BP	<p>El clima mediterráneo, marcado por cierta aridez, se establece y se mantiene hasta la</p>

	actualidad con sólo breves y moderadas interrupciones.
4.000 BP	La cultura de El Argar (Edad de Bronce) hace uso de herramientas para la tala de árboles. Se incrementa el mercado a larga distancia (incrementándose la diseminación de propágulos y especies exóticas) y la explotación intensiva de recursos.
3.000 BP	El pastoreo comienza a ser importante en el Mediterráneo.
2.800-2.000 BP	La Edad de Hierro trae nuevas tecnologías para la explotación del bosque, el cual es supeditado a la ganadería en el Norte y a la agricultura en el Sur.
s. II a.C.-s. IV	La dominación romana de la Península Ibérica trae sistemas agrosilvopastorales precursores de la dehesa. Los cultivos se extienden en los valles y se conservan los bosques y matorrales en zonas poco fértiles y montañosas que son aprovechadas para ganadería. Se introducen voluntaria e involuntariamente muchas especies animales y vegetales.
s. IV-s. VIII	La época visigótica y premusulmana mantiene las costumbres romanas de uso del terreno y se establecen medidas protectoras de la propiedad forestal y de la madera.
s. VIII-s. XV	Época musulmana. Se intensifican los cultivos, los agroecosistemas denotan un uso sostenido durante la cultura árabe. Se introducen muchos cultivos arbóreos, algunos de los cuales se naturalizan en el área mediterránea.
s. XI	Bajo el auspicio de Alfonso X se crea el Consejo de la Mesta, que incrementa su poderío hasta la época de los Reyes Católicos. Disminución de la superficie arbolada por uso ganadero y construcción de barcos, a pesar de medidas de protección de zonas boscosas de uso comunal.
s. XII-s. XIII	Desarrollo de la Marina militar (Fernando III) que consume mucha madera.
1320-1370	Primer máximo de la Pequeña Edad de Hielo. Inundaciones. Inviernos prolongados y elevada precipitación estival.
s. XVI	Auge de la Marina militar con Felipe II. Construcción de la Armada Invencible a costa de algunos de los mejores bosques ibéricos. Desaparecen grandes extensiones de bosque en la zona centro (Madrid y Toledo).
1560-1620	Segundo máximo de la Pequeña Edad de Hielo. Inundaciones y sequías. Inviernos fríos. Lluvia en verano.
s. XVII	Protección de masas arboladas por Felipe IV que apenas afectan la tendencia general de deforestación del territorio.
1680-1720	Tercer máximo de la Pequeña Edad de Hielo: sequía y frío.
s. XVIII	Los Borbones Felipe V y Fernando VI promueven la repoblación forestal, pero no frenan el avance general de la deforestación por el incremento poblacional, fomento de la Marina y requerimiento de leña para minas y herrerías. Primeras grandes sustituciones de quercíneas por pinos influenciadas por actividades humanas (e.g. Quercus faginea por Pinus nigra en la Sierra de Cazorla).
1810	Cuarto máximo de la Pequeña Edad de Hielo. Inviernos y veranos fríos
1812	Las Cortes de Cádiz y el pensamiento liberal llevan el suelo a manos del trabajador. Se

	inicia la “tragedia del bien común” a gran escala y se acelera la deforestación.
1837	La desamortización de Mendizábal retira tierras de manos de la Iglesia y se acrecienta el deterioro de los bosques. El proceso sigue hasta el último tercio del siglo XIX y se talan o dañan seriamente 4,5 millones de hectáreas de bosque.
1848	Surge el cuerpo de técnicos de montes (ingenieros), el cual logra proteger 8 millones de hectáreas de bosques en Guadarrama, Cazorla, Cuenca y Pirineos.
1902-1903	Se crea la Guardería Forestal y el Cuerpo de Auxiliares Administrativos de Montes. Se inician grandes programas de repoblación. Comienzan plantaciones a gran escala de coníferas y más tarde de eucaliptos, con fines productivistas.
s. XX	Crisis del mundo rural con grandes migraciones a las ciudades. Se abandonan campos que pasan a ser tierras forestales. Masiva política estatal de repoblaciones, sobre todo con especies de pinos, iniciada en los años 40.
1960-	Abandono de practicas tradicionales: crisis de la dehesa, reviejado del monte bajo de quercineas. La superficie arbolada general aumenta (e.g. un 16% entre 1965 y 1976). Se incrementa el numero de espacios naturales protegidos. Surge la vision conservacionista del bosque.
1970- actualidad	Recuperación natural de encinares y alcornocales en áreas marginales submediterráneas menos secas. Los encinares se expanden en zonas montañosas y disminuyen de los llanos cerealistas, con balance neto negativo. La reducción de pastoreo en las montañas y su despoblación facilita la invasión de los pastos por matorrales (lignificación) y pinos. El balance es ligeramente positivo para los alcornocales. Se acrecienta el deterioro ambiental del aire y las aguas, y el ritmo del cambio climático. A pesar de que España cuenta con 540 espacios protegidos (3,3 millones de hectáreas), la protección de espacios naturales fuera de áreas de montaña o lugares históricos o emblemáticos es escasa. Los bosques mediterráneos quedan fragmentados y desconectados. España, con 40 millones de hectáreas en la zona climática Mediterránea, llega al final del segundo milenio con 15 millones de hectáreas de bosque, solo 3 de ellos de bosque mediterráneo, y más de 3 millones de hectáreas de matorral mediterráneo.

Anexo II – Artigo Científico

Referências Bibliográficas

- Acácio, V., Holmgren, M., Rego, F., Moreira, F. e Mohren, G.M.J. 2009. Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? *Agroforest Syst* 76:389-400. doi:10.1007/s10457-008-9165-y
- Arroyo, J., Carrión, J.S., Hampe, A. e Jordano, P. 2008. En: Valladares, F. 2008. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (Segunda edición). Páginas 29-70. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A., Madrid. ISBN: 978-84-8014-738-5.
- Biaggini, M., Dapporto, L., Paggetti, E. e Corti, C. 2006. Distribution of lacertid lizards in a Tuscan agro-ecosystem (central Italy). In: Corti C, Lo Cascio P, Biaggini M (eds) *Mainland and insular lacertid lizards: a Mediterranean perspective*. Firenze University Press, Florence, pp 13–21
- Bignal, E. M., e McCracken, D. I. 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology*, 33, 413–424.
- Billeter, R, Liira, J. e Bailey, D. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-european study. *J Appl Ecol* 45:141–150. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x
- Blondel, J. e Aronson, J. 1995. Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean basin: human and non-human determinants. In: Davis, G.W., Richardson, D.M. (Eds.), *Mediterranean- Type Ecosystems*. Springer, New York, pp. 42-120
- Blondel, J. e J. Aronson. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, New York.
- Campos, P. 1984. *Economía y energía en la dehesa extremeña*. Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios, Madrid, Spain

- Carrascal, L.M., Díaz, J.A., e Cano, D.C. 1989. Habitat selection of iberian *Psammodromus* species along a mediterranean sucessional gradient. *Amphibia-Reptilia* 10, 231–242.
- Carrión, J. S., Munuera, M., Navarro, C. e Sáez, F. 2000. Paleoclimas e historia de la vegetación cuaternaria en España a través del análisis polínico. *Viejas falacias y nuevos paradigmas. Complutum* 11: 115-142.
- Carrión, J. S. 2003. Sobresaltos en el bosque mediterráneo: incidencia de las perturbaciones observables en una escala paleoecológica. *Ecosistemas* 2003-3: URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/revision1.htm>.
- Carvalho, S. 2010. Biodiversity and Conservation Planning of the Amphibians and Reptiles in the Western Mediterranean Basin. PhD Thesis, Sciences Faculty of Lisbon, Lisbon University, Lisbon.
- Castilla, A.M. e Bauwens, D. 1992. Habitat selection by the lizard *Lacerta lepida* in a Mediterranean oak forest. *Herpetological Journal* 2, 27–30.
- Cheyland, M. e Grillet, P. 2005. Statut passé et actuel du lézard ocellé (*Lacerta lepida*, sauriens, lacertidés) en France. Implication en termes de conservation. *Vie et Milieu* 55:15–30
- Corbett, K. 1989. Conservation of European Reptiles and Amphibians. Christopher Helm, London.
- Cox, N., Chanson, J. e Stuart, S. (compilers) 2006. The status and distribution of reptiles and amphibians of the Mediterranean Basin. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- Díaz, M. e Pulido, F.J.P. 1995. Wildlife-habitat relationships in the Spanish dehesa. In: McCracken, D.I., Bignal, E.M., Wenlock, S.E. (Eds.), *Farming on the Edge: the Nature of Traditional Farmland in Europe*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp. 103–111.

- Díaz, M., González, E., Muñoz-Pulido, R. e Naveso, M.A. 1995. Habitat selection patterns of common cranes *Grus grus* wintering in holm oak *Quercus ilex* dehesas of central Spain: effects of human management. *Biological Conservation* 75, 119–124.
- Díaz, M., Campos, P. e Pulido, F.J.P. 1997. The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. In: Pain, D., Pienkowski, M. (Eds.), *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, Cambridge, pp. 178–209.
- Díaz, J.A., Carbonell, R., Virgós, E., Santos, T. e Tellería, J.L. 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammotromus algirus*. *Animal Conserv* 3:235-240. doi: 10.1111/j.1469-1795.2000.tb00108.x
- Díaz, M., Pulido, F.J. e Marañón, T. 2001. Diversidad biológica en los bosques mediterráneos ibéricos: relaciones con el uso humano e importancia para la sustentabilidad de los sistemas adehesados. In: Campos, P., Montero, G. (Eds.), *Beneficios Comerciales y Ambientales de la Repoblación y la Regeneración del Arbolado del Monte Mediterráneo*. CIFOR-INIA, Madrid, pp. 269–296.
- Dufour-Dror, J.M. 2007. Influence of cattle grazing on the density of oak seedlings and saplings in a Tabor oak forest in Israel. *Acta oecologica* 31: 223 – 228
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*34: 487 – 515
- Ferrand de Almeida, N., Ferrand de Almeida, P., Gonçalves, H., Sequeira, F., Teixeira, J. e Ferrand de Almeida, F. 2001. Anfíbios e répteis de Portugal. Guias Fapas. Fapas e Câmara Municipal do Porto, Porto.
- Ferreira, D. B. 2001. Evolução da paisagem de montado no Alentejo Interior ao longo do século XX: dinâmica e incidências ambientais. *Finisterra-Revista Portuguesa de Geografia*, XXXVI (72), Lisboa: 179-193.

- Godinho, R., Teixeira, J., Rebelo, R., Segurado, P., Loureiro, A., Alvares, F., Gomes, N., Cardoso, P., Camilo-Alves, C. e Brito, J.C. 1999. Atlas of the continental Portuguese herpetofauna: an assemblage of published and new data. *Revista Española de Herpetologia* 13, 61-82.
- Goodwin, P. e Wright, G. 1991. *Decision Analyses for Management Judgment*, JohnWiley, Chichesster, Inglaterra.
- Hobbs, R.J., Richardson, D.M. e Davis, G.W. 1995. Mediterraneantype ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity. In: Davis, G.W., Richardson, D.M.(Eds.), *Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer, New York, pp. 1-42.
- Kujawa, K. 2002. Population density and species composition changes for breeding bird species in farmland woodlots in western Poland between 1964 and 1994. *Agricultural, Ecosystems and Environmet* 91, 261 – 271.
- Lourenço, J. C. 2003. Modelos Multicritério de Apoio à Decisão (MMAD)/Avaliação de Projectos e Decisão Pública (APDP). Um problema de localização de uma loja Um problema de localização de uma loja (baseado em P. Goodwin e G. Wright, Cap. 2, 1998). Instituto Superior Técnico, Universidade Nova de Lisboa.
- Malkmus, R. 2004. *Amphibians and Reptiles of Portugal, Madeira and the Azores-Archipelago*. A.R.G. Gantner Verlag K.G. Ruggel, Germany.
- Maroco, J. 2007. *Análise estatística com utilização do SPSS*. Edições Sílabo, Lisboa.
- Márquez-Ferrando, R., Pleguezuelos, J.M., Santos, X., Ontiveros, D. e Fernández-Cardenete, J.R. 2008. Recovering the reptile community after the mine-tailing accident of Aznalcóllar (Southwestern Spain). *Restoration Ecol* 17: **660-667**. doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00404.x
- Martín, J. e López, P. 1990. Amphibians and reptiles as prey of birds in southwestern

Europe. Smithsonian Herpetological Information Service 82, 1–43.

Martín, J. e López, P. 1996. Avian predation on a large lizard (*Lacerta lepida*) found at low population densities in Mediterranean habitats: an analysis of bird diets. *Copeia* 722–726.

Martin, J. e López, P. 1998. Shifts in microhabitat use by the lizard *Psammodromus algirus*: responses to seasonal changes in vegetation structure. *Copeia* 1998, 780–786.

Martin, J. e López, P. 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biological Conservation* 108, 213–219.

Maurer, B.A. 1986. Predicting habitat quality for grassland birds using density–habitat correlations. *Journal of Wildlife Management* 50, 556–566.

Moreira, F., Russo, D. 2007. Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landsc Ecol* 22:1461–1476. doi:10.1007/s10980-007-9125-3

Morrison, M.L., Marcot, B.G. e Mannan, R.W. 1998. *Wildlife–Habitat Relationships. Concepts and Applications*, second ed. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.

Myers, N., Mittermeyer, R.A., Mittermeyer, C.G., da Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.

Olea, L., San Miguel-Ayanz, A. 2006. The Spanish dehesa: a traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. 21st General Meeting of the European Grassland Federation, Badajoz (Spain). April 2006 Opening paper available via <http://www.doctorange.com/PDF/Dehesa.pdf>

Palmeirim, J., Moreira, F. e Beja, P. 1994. Estabelecimento de prioridades de conservação de vertebrados terrestres a nível regional: o caso da costa sudoeste

portuguesa. In Professor Germano da Fonseca Sacarrão (1914-1992) (C. Alმაça, ed.), pp. 167-199. Museu Nacional de História Natural, Lisboa.

Pleguezuelos, J.M. e Feriche, M. 1998. Reproductive biology of the secretive Mediterranean colubrid *Macropododon cucullatus* in the Southern Iberian Peninsula. *Herpetol. J.*, 8, 195-200.

Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. e Lizana, M. eds., 2002. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetologica Española, Madrid, pp. 265-294.

Plieninger, T. e Wilbrand, C. 2001. Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. *Agrofor. Syst.* 51, 21–34.

Plieninger, T. 2006. Compatibility of livestock grazing with stand regeneration in Mediterranean holm oak parklands, *Journal for Nature Conservation*

Pulido, F.J. e Díaz, M. 1997. Linking individual foraging behaviour and population spatial distribution in patchy environments: a field example with Mediterranean blue tits. *Oecologia* 111, 434–442.

Ramírez, J.A. e Díaz, M. 2008. The role of temporal encroachment for the maintenance of Spanish holm oak *Quercus ilex* dehesas. *For Ecol Manage* 255:1976–1983. doi:10.1016/j.foreco.2007.12.019

Ribeiro, R., Santos, X., Sillero, N., Carretero, M. e Llorente, G.A. 2009. Biodiversity and land uses at a regional scale: is agriculture the biggest threat for reptile assemblages? *Acta Oecol* 35:327–334. doi:10.1016/j.actao.2008.12.003

Rivas-Martínez, S. e Loidi, J. 1999. Biogeography of the Iberian Peninsula. *Itinera Geobot* 13:49–67

Santos, T., Díaz, J.A., Pérez-Tris, J., Carbonell, R. e Tellería, J.L. 2008. Habitat quality

predicts the distribution of a lizard in fragmented woodlands better than habitat fragmentation. *Anim Conserv* 11:46-56. doi:10.1111/j.1469-1795.2007.00146.x

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passe' in the landscape era? *Biological Conservation* 83, 247–257.

Surová, D., Pinto-Correia T. 2008. Landscape preferences in the cork oak montado region of Alentejo, Southern Portugal: searching for valuable landscape characteristics for different user groups. *Landsc Res* 33:311–330. doi:10.1080/01426390802045962

Valladares, F., 2008. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición). Páginas 15-28. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A., Madrid. ISBN: 978-84-8014-738-5.

Verner, J., Morrison, M.L. e Ralph, C.J., 1986. *Wildlife 2000. Modeling Habitats Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.

Vicente, A.M. e Fernández Alés, R. 2006. Long term persistence of dehesas. Evidences from history. *Agroforest Syst* 67:19-28. doi: 10.1007/s10457-005-1110-8

Vitt, L.J., Avila-Pires, T.C.S., Caldwell, J.P. e Oliveira, V.R.L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conserv Biol* 12:654-664. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.96407.x

Willis, K.J. e Whittaker, R.J. 2000. The refugial debate. *Science* 287: 1406-1407.

Woinarski, J.C.Z. e Ash, A.J. 2002. Responses of vertebrates to pastoralism, military land use and landscape position in an Australian tropical savanna. *Austral Ecol* 27:311-323. doi:10.1046/j.1442-9993.2002.01182.x