

Conservação de Aves de Rapina Nocturnas (Strigiformes) em sistemas agro-silvo-pastoris mediterrânicos

Aplicação ao Sítio de Interesse Comunitário de Monfurado
(Rede Natura 2000, Portugal)

*Conservation of Nocturnal Raptors (Strigiformes) in mediterranean oak woodland ecosystems:
an application to the Site of Community Interest of Monfurado (Natura 2000 Network, Portugal)*

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Biologia da Conservação

Inês Margarida Ferreira Roque

Orientação: Prof. Doutor João Eduardo Rabaça
Co-orientação: Dr. Ricardo Tomé

Universidade de Évora

Maio de 2007



Conservação de Aves de Rapina Nocturnas (Strigiformes) em sistemas agro-silvo-pastoris mediterrânicos

Aplicação ao Sítio de Interesse Comunitário de Monfurado
(Rede Natura 2000, Portugal)

*Conservation of Nocturnal Raptors (Strigiformes) in mediterranean oak woodland ecosystems:
an application to the Site of Community Interest of Monfurado (Natura 2000 Network, Portugal)*

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Biologia da Conservação

Inês Margarida Ferreira Roque

Orientação: Prof. Doutor João Eduardo Rabaça
Co-orientação: Dr. Ricardo Tomé



162 936

Universidade de Évora

Maio de 2007

504/07

Índice

1. Resumo/abstract	3
2. Introdução	4
2.1. Enquadramento	4
2.2. Ponto da situação em Portugal e na Europa	4
2.3. A importância ecológica das Strigiformes	6
2.4. A conservação das espécies	6
2.5. As espécies em estudo	9
2.5.1. Coruja-das-torres (<i>Tyto alba</i> Scopoli 1769)	9
2.5.2. Mocho-galego (<i>Athene noctua</i> Scopoli 1769)	10
2.5.3. Coruja-do-mato (<i>Strix aluco</i> Linnaeus 1758)	11
2.6. O contributo deste trabalho	12
3. Nota metodológica	14
3.1. Área de estudo	14
3.2. Metodologia de censos	16
3.3. Comportamento vocal	18
3.4. Influência de variáveis ambientais	19
3.5. Confirmação de ausências (repetições)	24
3.6. Estudos transversais	24
3.6.1. Levantamento de variáveis de caracterização física	24
3.6.1.1. Cartografia de ocupação do solo	24
3.6.1.2. Inventário florestal	25
3.6.1.3. Caracterização agro-económica	26
3.6.1.4. Caracterização ecológica da rede hidrográfica	26
3.6.2. Levantamento de variáveis de caracterização biológica	27
4. Artigos científicos	28
4.1. Influence of built-up areas and vegetation structure of a montado ecosystem in the distribution and abundance of an owl guild	29
4.2. Ecological requirements of an owl community in a cork and holm oak woodland in Central Portugal	40
5. Considerações finais	57
6. Referências bibliográficas	59

1. Resumo/abstract

A influência da configuração e da gestão agro-silvo-pastoril dos montados do SIC de Monfurado (Portugal) na comunidade local de rapinas nocturnas foi avaliada. Na análise foram usadas duas abordagens distintas: (1) centrada na localização estimada de cada indivíduo e (2) centrada na localização do ponto de escuta.

A espécie mais abundante é a Coruja-do-mato *Strix aluco*, associada a áreas com montados densos, com grande extensão de orlas e galerias ripícolas. A Coruja-das-torres *Tyto alba* e o Mocho-galego *Athene noctua* estão associados a áreas próximas de povoações e com um certo nível de persistência de pastoreio bovino, mas com reduzida riqueza específica de mamíferos carnívoros. O Mocho-galego está ainda associado a áreas abertas, e a Coruja-das-torres a montados em mau estado sanitário. São tecidas considerações relativamente à gestão desta área, tendo em vista a conservação da comunidade de rapinas nocturnas.

Conservation of nocturnal raptors (Strigiformes) in Mediterranean oak woodland ecosystems: an application to the Site of Community Interest of Monfurado (Natura 2000 Network, Portugal)

The influence of structure and agro-forestry and pasture management in the owl community of the SCI of Monfurado (Portugal) was evaluated. Two approaches were used in the analysis: (1) based on estimated locations of individuals and (2) based on the location of point counts.

*Tawny Owl *Strix aluco* is the most abundant species and occurs in areas with dense tree cover associated to great extent of edges and riparian galleries. Barn Owl *Tyto alba* and Little Owl *Athene noctua* are present in areas closer to human settlements, associated to pastures with a certain degree of bovine permanence and poor richness of carnivore mammals. Little Owl is also present in open areas, while Barn Owl is associated to oak woodlands in poor health condition. Conservation clues headed for habitat management are recommended.*

2. Introdução

2.1. Enquadramento

A Coruja-do-mato (*Strix aluco*) é uma ave de rapina nocturna particularmente agressiva relativamente a outras de menor porte no seu território (Mikkola 1983), sendo associada à regressão de espécies com estatuto de conservação mais desfavorável na Península Ibérica (Muntaner & Mayol 1994). Por sua vez, o Mocho-galego (*Athene noctua*) é uma espécie aparentemente vulnerável a predação por parte desta espécie (Mikkola 1983, Zuberogoitia 2002), o que parece estar na origem de uma limitação nas suas áreas de distribuição em algumas regiões (Zuberogoitia & Campos 1997, Zuberogoitia 2002). Adicionalmente, estão documentados vários casos em que a expansão das áreas de distribuição da Coruja-do-mato coincidiu precisamente com o declínio da Coruja-das-torres *Tyto alba* (Muntaner & Mayol 1994).

Este trabalho relaciona-se com a avaliação dos factores ambientais que influem na distribuição destas espécies, e que podem estar relacionadas com a sua sobreposição ou exclusão geográfica. A área de estudo é dominada por montados de sobro. Pela sua variedade estrutural, consistindo em áreas florestadas mais ou menos densas associadas a áreas abertas, estes biótopos podem preencher simultaneamente os requisitos ecológicos da Coruja-do-mato, da Coruja-das-torres e do Mocho-galego, possibilitando a sua coexistência.

Em última instância, neste trabalho pretende reunir-se informação de base, visando contribuir para uma gestão adequada de habitat e, consequentemente, para a manutenção das comunidades de aves de rapina nocturnas no Sítio de Interesse Comunitário de Monfurado e em outros sistemas agro-silvo-pastoris mediterrânicos similares.

2.2. Ponto da situação em Portugal e na Europa

Apesar de em alguns países se empregar um considerável esforço na investigação das Strigiformes, em Portugal existe uma enorme lacuna de informação. Os dados existentes reportam-se a recenseamentos pontuais (e.g. Rufino 1989, Elias *et al.* 1998, Lourenço *et al.* 2002) e a alguns trabalhos, igualmente pontuais, sobre a ecologia de Coruja-das-torres *Tyto alba* (Fernandes 1991, Tomé 1994, Santos 1998, Tomé & Valkama 2001, Álvaro 2002, Roque 2003), Mocho-galego *Athene noctua* (Bloise 1999, Chumbinho 1999, Tomé 2004, Tomé 2005), Coruja-do-nabal *Asio flammeus* (Tomé *et al.* 1994), e

Bufo-real *Bubo bubo* (Lourenço 2000, Santos 1998, Pinheiro *et al.* 2003). Existem ainda alguns estudos que abordam questões metodológicas relacionadas com os censos de aves nocturnas, nomeadamente de Coruja-das-torres, Coruja-do-mato e Mocho-galego (Tomé & Silva 1994, Santos 1998).

Os primeiros estudos a contribuir para o conhecimento das Strigiformes em Portugal reportavam-se às comunidades de micromamíferos, baseando-se sobretudo na análise da dieta de Coruja-das-torres (e.g. Magalhães 1971, Madureira 1979, Barbosa & Loureiro 1985). Face à facilidade em obter e analisar regurgitações de Coruja-das-torres, o estudo da sua alimentação é feito na generalidade dos trabalhos sobre a espécie (Fernandes 1991, Tomé 1994, Santos 1998, Cruz 2001, Álvaro 2002, Roque 2003). A análise de regurgitações foi também recentemente aplicada na avaliação da distribuição e abundância das presas a nível nacional, durante o projecto de revisão do estatuto dos micromamíferos no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (A. Mira *com. pess.*).

As tendências das populações nacionais de Strigiformes são desconhecidas, havendo apenas registos acerca de decréscimos locais de Coruja-das-torres com base em inquéritos (e.g. Fernandes 1991, Roque 2003), exceptuando-se um caso no Sul do país, em que a tendência (-20%) foi quantificada com base na análise de dois conjuntos de dados, recolhidos com um intervalo de três anos (Álvaro 2002).

O desconhecimento generalizado sobre as populações nacionais de Strigiformes não poderá ser ultrapassado sem a implementação de um programa de monitorização, à semelhança do existente noutros países, destacando-se (pela proximidade geográfica da sua área de aplicação) o caso do programa espanhol NOCTUA, iniciado em 1997 pela Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife 2000). Em muitos países da Europa, estes programas de monitorização já existem desde 1988, data em que teve início o projecto "Monitoring of Raptors and Owls in Europe", criado durante a "I Conferência sobre a Ecologia das Populações de Aves de Rapina Diurnas e Nocturnas", que decorreu na Alemanha em 1987 (SEO/BirdLife 2000).

Em Portugal, foi criado recentemente o Grupo de Trabalho sobre Aves Nocturnas da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (membro da BirdLife International), cujo principal objectivo é implementar a curto prazo um programa de monitorização de aves nocturnas.

2.3. A importância ecológica das Strigiformes

A importância deste grupo para o equilíbrio dos ecossistemas é amplamente reconhecida: constituem predadores de topo, contribuindo para a sustentabilidade das

suas populações-presa através da eliminação preferencial de indivíduos doentes e menos viáveis (e.g. Newton 1979, Brewer 1988). Além de contribuírem para a selecção natural, as suas próprias populações podem ser reguladas pela abundância de presas (Mikkola 1983), que, na maioria dos casos, são organismos particularmente sensíveis a alterações no meio; desta forma, a sua presença pode ser indicadora da qualidade do ambiente. Desta forma, a aplicação de medidas de gestão visando a conservação de Strigiformes é consonante com a conservação do habitat e das relações ecológicas entre as espécies.

Algumas espécies assumem uma particular importância para o Homem, dado produzirem um efeito directo nos agroecossistemas. Por exemplo, a Coruja-das-torres e o Mocho-galego são utilizados como auxiliares em práticas de agricultura biológica para controlo natural de pragas de micromamíferos e insectos (e.g. Brazil & Shawyer 1992, Ferreira *et al.* 1999).

Têm sido realizados recentemente alguns trabalhos em ecotoxicologia que comprovam que as Strigiformes estão entre as espécies de aves mais sensíveis ao envenenamento secundário, provocado pela bioacumulação de uma série de poluentes químicos ao longo da cadeia alimentar (e.g. Newton & Wyllie 1992, Sheffield 1997). Apesar de ser um tema ainda pouco estudado, estas evidências comprovam a importância destas aves para o Homem, enquanto sentinelas na avaliação da exposição e dos efeitos secundários da contaminação ambiental (Sheffield 1997).

2.4. A conservação das espécies

Em Portugal existem sete espécies de Strigiformes, das quais cinco são residentes. O Bufo-real e a Coruja-do-nabal são as espécies que apresentam um estatuto de conservação mais desfavorável, encontrando-se na lista do Anexo I da Directiva Aves, i.e. são consideradas espécies que requerem medidas rigorosas de conservação do seu habitat (Tab. 1).

A imprecisão das estimativas populacionais, quer a nível nacional, quer a nível europeu, é indicadora do desconhecimento que existe relativamente aos efectivos populacionais reais deste grupo de aves. No espaço de 15 anos que separa os dois Livros Vermelhos dos Vertebrados existentes em Portugal, o Mocho-d'orelhas *Otus scops* deixou de ser considerado uma espécie não ameaçada para assumir um estatuto de conservação indefinido, por falta de informação. As restantes espécies não viram alterados os seus estatutos de ameaça, apenas havendo alteração da designação das categorias (Tab. 2) .

Em Espanha, as tendências populacionais calculadas com base em dados recolhidos durante quatro anos (1998-2001) evidenciaram o decréscimo das populações de Bufo-pequeno *Asio otus* (-48%), Coruja-das-torres (-24%) e Mocho-galego (-19%), e um acentuado crescimento das populações de Bufo-real (+60%) e Coruja-do-mato (+21%). Apesar de poderem não reflectir com fiabilidade as tendências reais das populações, por se basearem num período de amostragem curto (SEO/BirdLife 2002) estes dados constituem a melhor aproximação possível às tendências populacionais Ibéricas. De notar o acentuado declínio de Bufo-pequeno e Coruja-das-torres, contrariando as tendências positivas atribuídas num contexto europeu, bem como o aumento acentuado de Bufo-real e Coruja-do-mato, em contraste com a estabilidade da generalidade das populações europeias (BirdLife 2004) (Tab. 2).

Os factores de ameaça às Strigiformes (Tab. 3) estão, em termos gerais, relacionados com a intensificação agrícola (alterações de uso do solo, uso de pesticidas, reconversão de edifícios rurais, etc.) e a crescente urbanização (expansão das zonas urbanas, das redes viárias, etc.) (e.g. Mikkola 1982).

Tab. 1. Classificação taxonómica e regulamentação (inclusão em Anexos de Directivas comunitárias) abrangendo as espécies de Strigiformes que ocorrem em Portugal Continental.

Classificação	Nome comum	CEE (Anexo C1)	CITES (Anexoll)	Berna (Anexoll)	Aves (Anexol)
Fam. Tytonidae					
<i>Tyto alba</i>	Coruja-das-torres	X	X	X	
Fam. Strigidae					
Buboninae					
<i>Otus scops</i>	Mocho-d'orelhas	X	X	X	
<i>Bubo bubo</i>	Bufo-real	X	X	X	X
<i>Athene noctua</i>	Mocho-galego	X	X	X	
Striginae					
<i>Strix aluco</i>	Coruja-do-mato	X	X	X	
<i>Asio otus</i>	Bufo-pequeno	X	X	X	
<i>Asio flammeus</i>	Coruja-do-nabal	X	X	X	X

Tab 2. Fenologia, estimativas populacionais em Portugal, estatutos de conservação e tendências populacionais das espécies de Strigiformes que ocorrem em Portugal Continental. Fenologia (F): R – residente, N – nidificante, I – invernante (Rufino 2000). Estimativa populacional em Portugal segundo Rufino (1989) e na Europa segundo Tucker & Heath (1994). Estatutos de conservação em Portugal segundo Cabral *et al.* (1990): NT – não ameaçado, K – insuficientemente conhecido, R – raro, V – vulnerável; e segundo Cabral *et al.* (2005): LC – pouco preocupante, DD – informação insuficiente, VU – vulnerável. Categorias SPEC (*Species of European Conservation Concern*): 2 – espécie concentrada na Europa e com estatuto de conservação desfavorável nesse território, 3 – espécie não concentrada na Europa, mas com estatuto de conservação desfavorável na Europa, 4 – espécie concentrada na Europa e com estatuto de conservação favorável nesse território (Tucker & Heath 1994, BirdLife 2004). Tendências populacionais da Europa segundo BirdLife (2004).

Espécie	F	Estimativa Populacional		Livro Vermelho		SPEC		Tendências populacionais na Europa (Pop. Nidificante)	
		Portugal	Europa	1990	2005	1994	2004	1970-1990	1990-2000
<i>Tyto alba</i>	R	1.000 - 10.000	100.000 – 210.000	NT	LC	3	3	Decl. moderado	Decl. moderado
<i>Otus scops</i>	N	1.000 - 10.000	90.000 – 210.000	NT	DD	2	2	Desconhecida	Desconhecida
<i>Bubo bubo</i>	R	100 - 1.000	11.000 – 40.000	R	VU	3	3	Decl. acentuado	Estável
<i>Athene noctua</i>	R	10.000 -100.000	180.000 – 570.000	NT	LC	3	3	Aumento acent.	Decl. moderado
<i>Strix aluco</i>	R	1.000 - 10.000	380.000 – 800.000	NT	LC	4	Non-SPEC	Estável	Estável
<i>Asio otus</i>	R	10 - 100	200.000 (mín)	K	DD	-	Non-SPEC	Estável	Estável
<i>Asio flammeus</i>	I	-	19.000 – 130.000	R	VU	3	3	Estável	Decl. moderado

Tab. 3. Principais ameaças para as Strigiformes. CT: Coruja-das-torres, MO: Mocho-d'orelhas, BR: Bufo-real, MG: Mocho-galego, CM: Coruja-do-mato, BP: Bufo-pequeno, CN: Coruja-do-nabal (Tucker & Heath 1994, Hagemeyer & Blair 1997, Purroy 1997, Martí & Moral 2003).

Principais ameaças	T.alb a	O.sco ps	B.bub o	A.noc tua	S.al uco	A.ot us	A.fla mmeu s
Perda e fragmentação do habitat de alimentação	X	X		X	X	X	X
Redução da disponibilidade de poisos e locais de nidificação	X			X			
Envenenamento por pesticidas	X	X		X			X
Atropelamentos	X		X	X			
Desflorestação		X		X			X
Distúrbio nos locais de nidificação			X			X	
Abate ilegal		X	X			X	X
Electrocussão ou colisão com linhas eléctricas			X				

2.5. As espécies em estudo

Este trabalho centra-se nas três espécies de aves de rapina nocturnas mais comuns em Portugal: a Coruja-das-torres (*Tyto alba*), representante da Família Tytonidae, e o Mocho-Galego (*Athene noctua*) e a Coruja-do-mato (*Strix aluco*), pertencentes à família Strigidae.



Fig. 2. Coruja-das-torres (*Tyto alba*), Mocho-galego (*Athene noctua*) e Coruja-do-mato (*Strix aluco*). Adaptado de Cramp 1998.

2.5.1. Coruja-das-torres (*Tyto alba* Scopoli 1769)

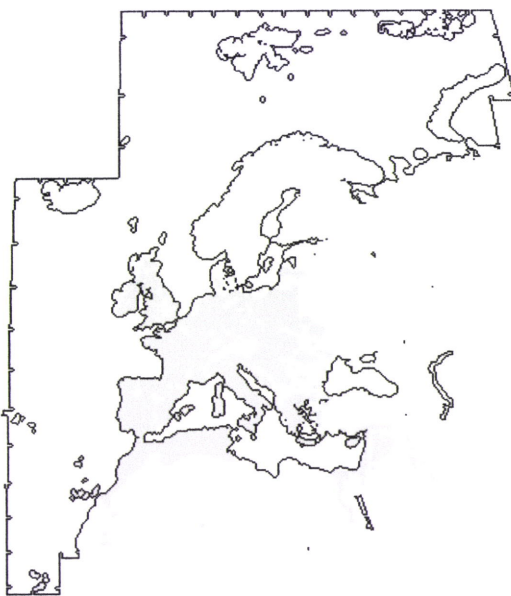


Fig. 2. Distribuição da Coruja-das-torres na Região Paleártica Ocidental. Adaptado de Cramp 1998.

Ave de médio porte com membros inferiores longos e olhos negros sobressaindo num disco facial branco e em forma de coração. Partes superiores castanho-alaranjadas com pintas cinzentas e parte inferiores brancas a castanho-alaranjadas, mais claras que no dorso, com ou sem pintas pretas (Cramp 1998).

Espécie cosmopolita, bem distribuída pelo continente Europeu, apenas ausente no extremo norte, nos Pirenéus e nos Alpes (Mikkola 1983, Cramp 1985). Ocorre por todo o território de Portugal Continental, sendo aparentemente mais comum no Centro e Sul

(Rufino 1989). Ocorre também na Madeira, onde a subespécie *T. a. schmitzi* constitui um endemismo (Cramp 1985).

É uma espécie sedentária, no entanto verificam-se movimentos de dispersão dos juvenis, no Outono e no Inverno. Alguns indivíduos do Norte da Europa podem nidificar na Península Ibérica (Saez-Royuela 1980), em consequência de movimentos de maior extensão e envolvendo um maior número de aves que ocorrem entre as populações do Norte da Europa (Mikkola 1983, Cramp 1985).

Uma vez que é uma espécie associada a habitats agrícolas abertos, as principais ameaças às populações de Coruja-das-torres decorrem das alterações das práticas agrícolas tradicionais, nomeadamente a destruição de sebes naturais (van der Hut *et al.* 1992) e dos locais propícios à nidificação e ao uso de pesticidas (Bunn *et al.* 1982, Cramp 1985, Taylor & Massheder 1992). Outro importante factor de declínio é o aumento da mortalidade por atropelamento (Muntaner & Mayol 1994).

2.5.2. Mocho-galego (*Athene noctua* Scopoli 1769)

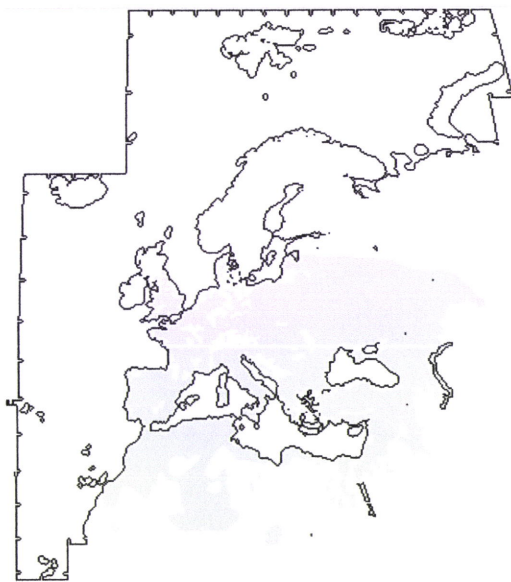


Fig. 3. Distribuição do Mocho-galego na Região Paleártica Ocidental. Adaptado de Cramp 1998.

Ave de pequeno porte e compacta, de coroa achatada e plumagem castanha com marcas brancas, mais clara nas partes inferiores. Os olhos amarelos e as listas supraciliares brancas sobressaem no disco facial (Cramp 1998).

Espécie distribuída desde a Europa Ocidental e Norte de África, até ao Extremo Oriente. No continente Europeu encontra-se ausente na Islândia, Escandinávia e algumas regiões do Reino Unido, Europa Central e Rússia (Mikkola 1983, Cramp 1985). Em Portugal, encontra-se distribuído por todo o território continental, sendo mais comum a sul do Tejo (Rufino 1989).

Essencialmente sedentária, embora alguns adultos possam dispersar durante o Outono e Inverno. Os juvenis estabelecem-se normalmente a menos de 20 km do território parental (Cramp 1985).

Tal como a Coruja-das-torres, esta espécie ocupa essencialmente habitats agrícolas, pelo que as principais ameaças se relacionam com alterações no seu habitat

decorrentes da crescente intensificação e mecanização da agricultura (Mikkola, 1982, Cramp 1985, Exo 1992). A mortalidade por atropelamento constitui também um importante factor de declínio (Muntaner & Mayol 1994).

2.5.3. Coruja-do-mato (*Strix aluco* Linnaeus 1758)

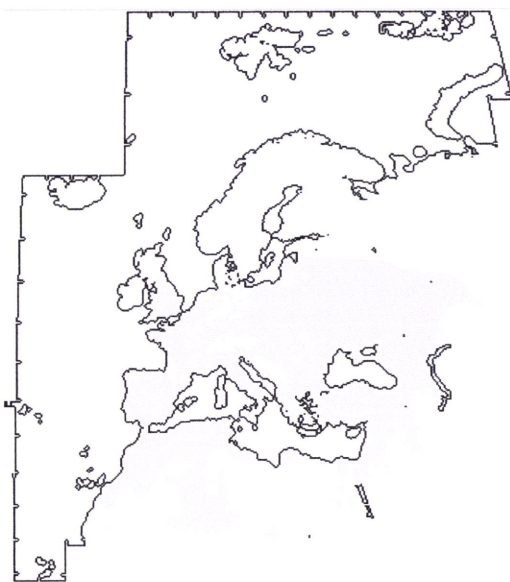


Fig. 4. Distribuição da Coruja-do-mato na Região Paleártica Ocidental. Adaptado de Cramp 1998.

Espécie de médio porte com asas relativamente curtas, plumagem parda de cor castanha-avermelhada a castanha-acinzentada. A cabeça é grande e redonda e os olhos são pretos (Cramp 1998).

É a ave de rapina nocturna mais abundante na Europa (Mikkola 1983, Muntaner & Mayol 1994). Espécie cuja distribuição mundial se divide em dois núcleos: o núcleo ocidental estende-se desde a Escandinávia até ao Norte de África e, para leste, até ao Irão; enquanto que o núcleo asiático se estende desde o Paquistão até ao Sul da China (Mikkola 1983). Ocorre por todo o território de Portugal Continental, sendo aparentemente mais comum no Centro e Sul (Rufino1989).

Os adultos reprodutores são residentes, no entanto alguns indivíduos das populações do extremo norte da sua distribuição podem deslocar-se para sul, em Invernos particularmente frios. Após a emancipação, a maioria dos juvenis estabelece-se até 10 km do território parental (Cramp 1985).

Tem vindo a expandir a sua área de distribuição devido ao facto de as políticas florestais potenciarem os seus habitats mais favoráveis, embora em termos gerais se possam considerar como factores de mortalidade a pilhagem de ninhos e os atropelamentos (Muntaner & Mayol 1994).

2.6. O contributo deste trabalho

Este trabalho pretende contribuir para responder a uma problemática emergente, no que refere à conservação das Strigiformes: em algumas regiões da Península Ibérica tem sido registado um aumento das populações de Coruja-do-mato, coincidente com o declínio de outras espécies de Strigiformes com estatuto de conservação mais desfavorável (Muntaner & Mayol 1994).

A Coruja-do-mato é a espécie de ave de rapina nocturna mais amplamente distribuída na Europa (Muntaner & Mayol 1994) e, apesar de ter sofrido um declínio na década de 60, a sua população europeia veio posteriormente a recuperar e a estabilizar (Cramp 1985, Mikkola 1983), estando actualmente desprovida de estatuto SPEC (*Species of European Conservation Concern*, Birdlife 2004). Por sua vez, o Mocho-galego e a Coruja-das-torres possuem o estatuto de SPEC3 (i.e. espécies cuja população global não está concentrada na Europa, mas que detêm estatuto de conservação desfavorável na Europa, Birdlife 2004). O Mocho-galego tem vindo a registar um declínio contínuo e moderado na Europa, incluindo a região Mediterrânica (Muntaner & Mayol 1994). Por sua vez, a Coruja-das-torres tem mostrado um declínio mais acentuado, tendo desaparecido por completo de algumas regiões, declínio esse suplantado em alguns países através da implementação de medidas de protecção (Colvin *et al.* 1984, Shawyer 1987, Muntaner & Mayol 1994).

Apesar de ser uma espécie característica de habitats florestais, os territórios de Coruja-do-mato podem incluir áreas abertas com árvores ou outras estruturas isoladas, que são usadas como poiso (Zuberogoitia & Campos 1997, Mikkola 1983, Cramp 1985). Por outro lado, o Mocho-galego e a Coruja-das-torres são espécies sobretudo associadas a áreas abertas, evitando áreas florestadas (Bunn *et al.* 1982, Génot & Van Nieuhuysse 2002, Zuberogoitia 2002). Os montados constituem habitats estruturalmente mistos, alternando manchas florestais mais ou menos densas com áreas abertas, promovendo potencialmente a ocorrência das três as espécies.

Zuberogoitia & Campos (1997) sugerem que a distribuição do Mocho-galego seja limitada pela distribuição da Coruja-do-mato, uma vez que tende a existir um sobreposição mínima de territórios, ainda que ocorram zonas de habitat potencial para Mocho-galego em áreas dominadas pela Coruja-do-mato. Esta espécie é particularmente agressiva relativamente a aves de rapina de menor porte no seu território, havendo vários registos de ataques e predação de Mocho-galego e Coruja-das-torres (Mikkola 1983).

Conhece-se pouco relativamente às comunidades de Strigiformes dominadas pela Coruja-do-mato, bem como aos factores ambientais a influir nos padrões de distribuição e abundância das várias espécies, quando coexistem num mesmo espaço. A resposta a

este tipo de questões deverá constituir a base de uma correcta gestão de habitat, de forma a promover o equilíbrio das comunidades e a conservação das espécies com estatuto de conservação mais desfavorável.

Este trabalho, subordinado à temática da Biologia da Conservação, pretende contribuir para o conhecimento das relações espécie-habitat nestas três rapinas nocturnas, o Mocho-galego, a Coruja-das-torres e a Coruja-do-mato, numa área dominada por montados de sobro no centro-sul de Portugal (Sítio de Interesse Comunitário de Monfurado, Rede Natura 2000).

3. Nota metodológica

3.1. Área de estudo

A área de estudo compreende o espaço geográfico correspondente à área inserida na Rede Natura 2000 – Sítio de Monfurado, que engloba a zona da Serra de Monfurado e planícies adjacentes (concelhos de Montemor e Évora), com uma área total de 23.946 hectares (Fig. 5).

Tendo em conta os habitats naturais e semi-naturais constantes do anexo B-I do Dec. Lei n.º 49/2005, o Sítio caracteriza-se por uma dominância de montados (6310), extensos e em bom estado de conservação, principalmente de sobro (*Quercus suber*), mas também de azinho (*Quercus rotundifolia*) ou mistos em zonas mais restritas. Existem ainda montados mistos de sobro e carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*), espécie que tem aqui o limite sul da sua área de distribuição. Em subcoberto dispõem-se arrelvados mediterrânicos xerófilos, de floração primaveril ou estival, dominados por *Poa bulbosa* (6220*), habitat com excelente representatividade neste Sítio (ICN 2006).

Regista-se ainda a presença de alguns sobreirais (9330) de pequena dimensão. Neste Sítio ocorrem excelentes comunidades de espinhais de *Calicotome villosa* (5330), matagais densos que em Portugal são exclusivos da região de Évora. Existem ainda diversos habitats com vegetação ripícola, tais como amiais (91E0) e salgueirais (92A0), em razoável estado de conservação, bem como comunidades de ranúnculos flutuantes (3260), de *Potamogeton* (3150), e vegetação bentónica de *Chara* (3140) (ICN 2006).

Na perspectiva da ocupação do solo, os montados de sobro e de azinho perfazem 85% da área total, sendo que parte considerável desta área (15%) é ocupada por prados, pastagens e pousios com montado disperso de sobro. As restantes espécies arbóreas, como pinheiros, eucaliptos e outras folhosas ocupam apenas 3% da área total, enquanto que as áreas agrícolas estão representadas em cerca de 8% da área total. As áreas sociais correspondem apenas a 0,35% da área total (ERENA 2004a).

A rede hidrográfica da Serra de Monfurado insere-se nas bacias hidrográficas do Rio Sado e do Rio Tejo. As principais linhas de água são a Ribeira de S. Cristovão, a Ribeira de S. Brissos e a Ribeira da Pintada. O limite norte do Sítio é parcialmente definido por um pequeno troço do Rio Almansor. A profusão de nascentes, fontes, poços, picotas e chafarizes, é indicadora de uma abundante toalha freática a baixa profundidade (Flebbe 2001).

A análise da rede hidrográfica revela que os solos que apresentam maior importância são os aluviosolos, pelo facto da formação deste tipo de solos ter origem na

dinâmica do escoamento e nos fenómenos de erosão – transporte – sedimentação de material orgânico e mineral (Flebbe 2001).

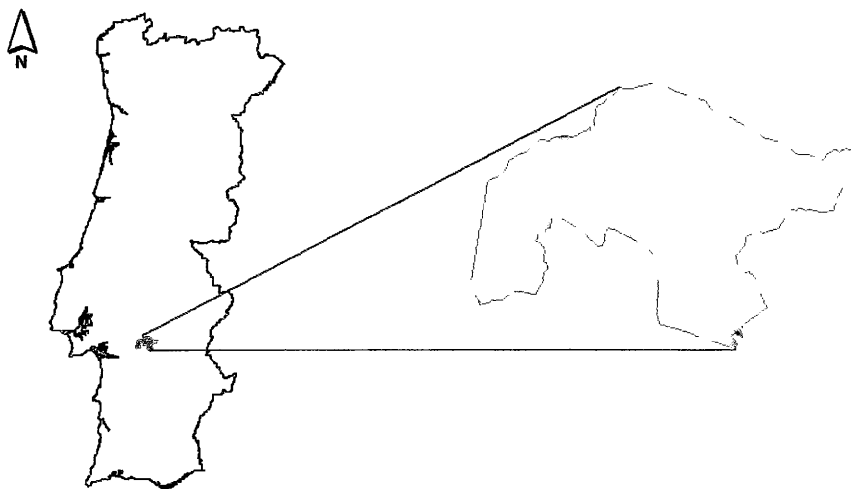


Fig. 5. Localização da área de estudo (SIC de Monfurado, Évora) no território nacional.

A área do Sítio integra duas unidades geomorfológicas distintas: a peneplanície alentejana (no limite sul) e a serra de Monfurado. Estas duas unidades são separadas pela estrada Valverde – Escoural, seguindo quase em linha recta até a Torre da Gadanha (Carvalhosa & Carvalho 1969, Carvalhosa & Zbyszewski 1994). A zona da peneplanície é suavemente truncada pela rede hidrográfica, formando um mosaico de linhas de água e zonas de festo. A Serra de Monfurado é constituída por um conjunto de colinas dispostas em duas filas paralelas, com orientação NW-SE, caracterizadas por declives bastante acentuados com domínio de vales encaixados (Flebbe 2001).

Segundo a análise geológica, com base na carta geológica de Portugal à escala de 1:50 000 na folha n.º 40-A de Évora e da folha n.º 35-D de Montemor-o-Novo, bem como nas respectivas notas explicativas (Carvalhosa & Carvalho 1969, Carvalhosa & Zbyszewski 1994), a área de estudo situa-se no Maciço esférico da Zona Ossa-Morena, mais precisamente no Maciço Évora-Morena, que é uma das unidades paleográficas e geotécnicas do Maciço Hispânico.

Relativamente ao clima, a região apresenta características predominantemente Mediterrânicas, com um Verão quente e seco e um Inverno ameno e húmido. A maior precipitação é registada nas vertentes norte e oeste da serra (SMN 1991, Flebbe 2001).

Sob o ponto de vista bioclimatológico, a análise dos dados da estação meteorológicas de Évora revela a inserção do Sítio de Monfurado no Piso bioclimático

mesomediterrânico inferior sub-húmido (Rivas-Martínez 1987). No entanto, tendo em conta que as condições determinadas pelo relevo da serra são bastante distintas daquelas existentes na cidade de Évora, é possível que existam mais pisos bioclimáticos (Flebbe 2001).

Segundo Costa *et al.* (1998), a posição biogeográfica da área de estudo, i.e. a tipologia que caracteriza a distribuição dos seres vivos, relacionando o meio físico com o biológico, é a seguinte:

Reino Holoártico

Subreino Tetiano

Região Mediterrânica

Subregião Mediterrânica Ocidental

Superprovíncia Mediterrânica-Iberoatlântica

Província Luso-Estremadurense

Sector Marianico-Monchiquense

Subsector Araceno Pacense

Superdistrito Alto Alentejano

Superdistrito Baixo Alentejano

3.2. Metodologia de censos

A detecção e contagem de Strigiformes é dificultada pelo facto de exibirem um comportamento tipicamente nocturno, de ocorrem em densidades reduzidas, e de se deslocarem rapidamente ao longo de vastas áreas (Fuller & Mosher 1981). Os métodos mais comuns de amostragem de aves não são aplicáveis a este grupo, cuja dificuldade de detecção é ainda acrescida pela dissimulação das cavidades onde nidifica a maioria das espécies.

O método mais frequentemente utilizado para censos de Strigiformes consiste na realização de pontos de escuta, para detecção de vocalizações espontâneas ou recorrendo à emissão de vocalizações conspécificas. Esta segunda abordagem permite aumentar o número de contactos (Fuller & Mosher 1981), induzindo uma exibição territorial, uma vez que simula a presença de um intruso.

Os dados foram recolhidos no âmbito do recenseamento da comunidade de Strigiformes do Sítio de Monfurado, efectuado recorrendo ao método pontual (e.g. Bibby *et al.* 1992) com emissão de vocalizações conspécificas.

O trabalho de campo compreendeu a amostragem de 30 pontos (Fig. 6), seleccionados (com base na representatividade do habitat e na acessibilidade) do total de 41 centróides de manchas homogêneas de montados marcados no âmbito do projecto "Serra de Monfurado, Conservação e Valorização do Património Natural".

As amostragens foram realizadas entre 24/02 e 05/04/2004, totalizando um esforço de aproximadamente 16,8 horas de amostragem (média de 23,5 minutos por ponto). As espécies recenseadas foram o Mocho-galego (*Athene noctua*), a Coruja-das-torres (*Tyto alba*) e a Coruja-do-mato (*Strix aluco*). Em todas as visitas foi respeitado um período de aproximadamente dois minutos após a chegada ao local (após desligar o veículo) para minimização do efeito da perturbação no censo e para adaptação do ouvido ao ruído de fundo. O censo iniciou-se com um período de 1 minuto de escuta passiva, para detecção de vocalizações espontâneas.

Para cada espécie foi utilizado um esquema de emissão e escuta com a duração total de 7,5 minutos, compreendendo 2,5 minutos de emissão de vocalizações conspecíficas e 5 minutos de escuta. Os períodos de emissão corresponderam a 3 sequências de 30 segundos de canto contínuo, intercaladas com 2 períodos de silêncio com igual duração.

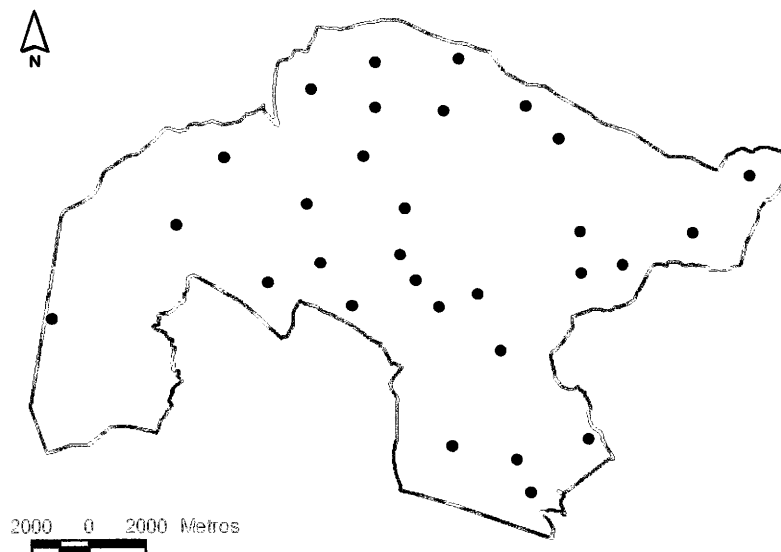


Figura 6. Localização dos pontos de amostragem de Strigiformes (n = 30) na área de estudo.

As gravações foram adaptadas de Roché (1990), sendo utilizado como suporte uma cassette e como emissor um megafone acoplado a um walkman. A intensidade sonora foi previamente testada, sendo audível ao ouvido humano a uma distância de 1 km.

Em todos os pontos o megafone foi colocado sobre o tejadilho do veículo, por forma a ficar o mais elevado possível, sendo alternadamente virado em 3 direcções opostas e aleatórias (por forma a que cada período de 30 segundos de vocalização contínua de cada espécie fosse emitido em direcções diferentes), mantendo-se as mesmas direcções para todas as espécies, em cada ponto de escuta.

A ordem de emissão foi a seguinte: 1) Mocho-galego, 2) Coruja-das-torres e 3) Coruja-do-mato. Foram emitidas em primeiro lugar as vocalizações das espécies de menor porte, no sentido de minimizar a inibição na resposta destas por parte de espécies maiores (Fuller & Mosher 1981).

Os resultados foram registados em fichas de campo (Anexo 1), com referência à espécie a responder, ao sexo do indivíduo (possível de determinar no caso da Coruja-do-mato, cujas fêmeas podem emitir uma vocalização distinta da vocalização do macho) e à direcção da resposta. Dada a dificuldade em estimar a distância a que uma ave se encontra a vocalizar (Tomé & Silva 1994), foram estabelecidos dois limites: 0-500 metros e 500-1000 metros, sendo eliminadas da análise todas as aves cuja estimativa da distância excedia 1 quilómetro. Relativamente às aves a vocalizar a menos de 100 metros, foi estimada a distância tendo em conta a árvore em que a ave parecia encontrar-se (de notar que não foram estabelecidos quaisquer contactos visuais com aves a vocalizar durante os censos).

Para cada indivíduo a responder foi registado o momento do início da resposta, de forma a determinar o período de latência. Em todos os pontos de amostragem foram registadas ainda as seguintes variáveis: vento, nebulosidade, luminosidade e ruído. Estas variáveis foram quantificadas de acordo com o protocolo utilizado por Takats *et al.* (2001) (Anexo 2), com algumas adaptações.

Foram realizadas repetições em 43,3% dos pontos (n=13), para validação dos resultados e como tentativa de aumentar a probabilidade de certeza nas ausências registadas.

3.3. Comportamento vocal

A Coruja-das-torres foi a única espécie que respondeu apenas a vocalizações conspecíficas. No caso do Mocho-galego registaram-se ainda 1 indivíduo após a emissão das vocalizações de Coruja-das-torres, e 2 indivíduos após a emissão das vocalizações de Coruja-do-mato. Quanto à Coruja-do-mato, 4,3 % dos indivíduos foram detectados no período de escuta passiva, 10,1 % responderam a vocalizações de Mocho-galego e 13,0 % responderam a vocalizações de Coruja-das-torres (Fig. 7).

Após o primeiro minuto de emissão de vocalizações conspecíficas foram registadas 50 % das respostas de Coruja-das-torres, atingindo-se os 75 % após 3,5 minutos e os 100 % após 6,5 minutos (Fig. 8). Relativamente a Mocho-galego e a Coruja-do-mato, 75 % das respostas foram registadas até 5,5 min após o início da emissão das vocalizações conspecíficas.

3.4. Influência de variáveis ambientais

A maioria dos pontos foi feito em condições de vento entre 0 e 5 km/h (0-1 na escala de Beaufort; 51,2%) (Fig. 9), céu limpo a pouco nublado (0-10 % de cobertura; 83,7 %) (Fig. 10), lua nova/encoberta ou quarto crescente/minguante (41,9 e 48,8 %) (Fig. 11) e com um nível de ruído correspondente a leve barulho de fundo (som que não distrai; 53,5 %) (Fig. 12). A maioria das respostas foram igualmente registadas nas referidas condições ambientais (Fig. 13 a 16), não havendo diferenças significativas entre a percentagem de respostas esperadas e observadas em cada classe de condições ambientais. Destas variáveis, apenas o ruído apresentou uma influência marginalmente significativa nas respostas de Mocho-galego ($\chi^2 = 0,165$, $p = 0,05$, $df = 7$) (Tab. 4).

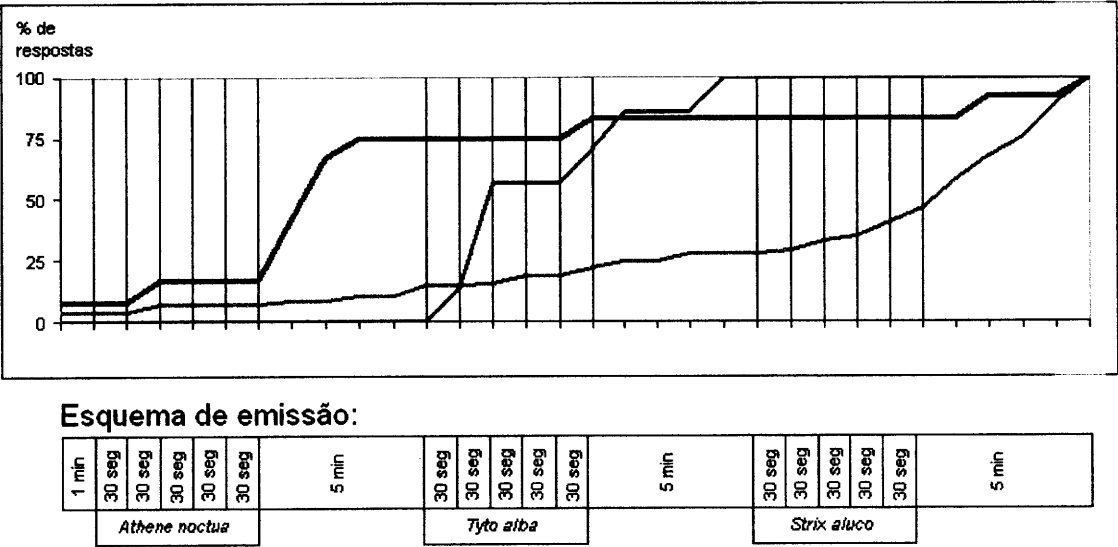


Fig. 8. Frequência absoluta de respostas de Mocho-galego (linha preta), Coruja-das-torres (linha laranja) e Coruja-do-mato (linha verde) ao longo do período de amostragem.

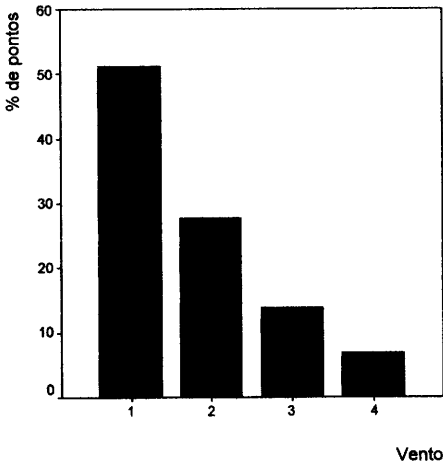


Fig. 9. Condições de vento em que foram realizados os pontos. Legenda: 1 – 0-5 km/h (Beaufort 0-1), 2 – 6-12 km/h (Beaufort 2), 3 – 13-19 km/h (Beaufort 3), 4 – superior a 19 km/h (Beaufort 4 ou mais).

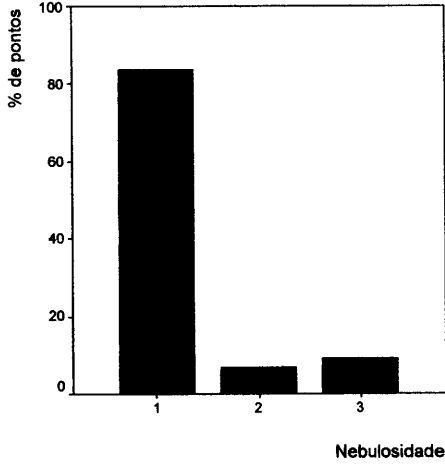


Fig. 10. Condições de nebulosidade em que foram realizados os pontos. Legenda: 1 – 0-30 % (céu limpo/ pouco nublado), 2 – 30-70 % (céu moderadamente nublado), 3 – 70-100 % (céu muito nublado).

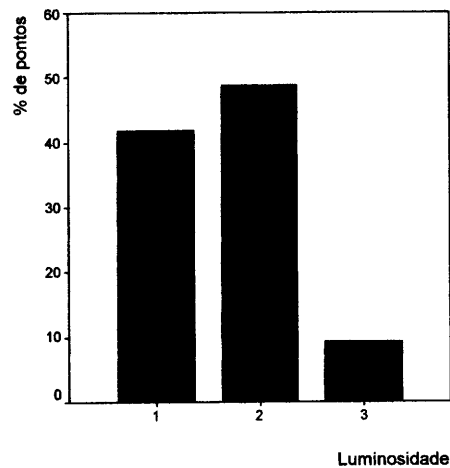


Fig. 11. Condições de luminosidade em que foram realizados os pontos. Legenda: 1 – lua nova/ encoberta, 2 – quarto crescente/ minguante, 3 – lua cheia.

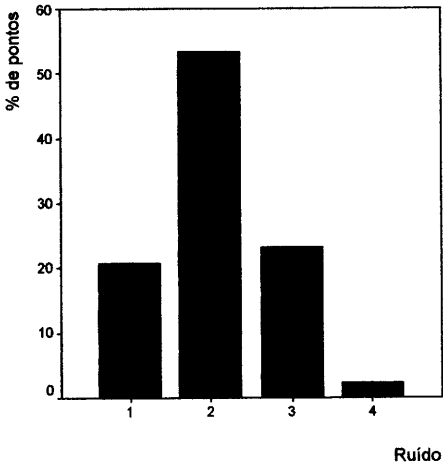


Fig. 12. Condições de ruído em que foram realizados os pontos. Legenda: 1 – silêncio, 2 – barulho que não distrai, 3 – barulho significativo (pode reduzir a probabilidade de detecção das respostas), 4 – barulho muito significativo.

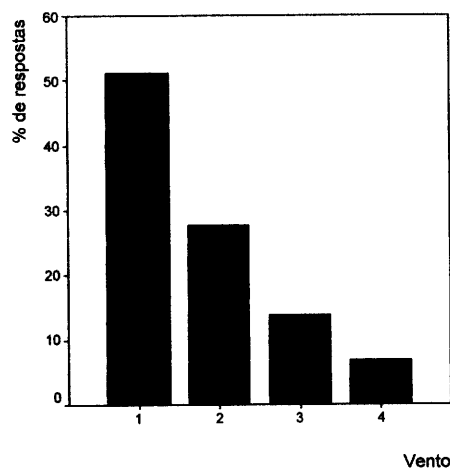


Fig. 13. Influência do vento na percentagem de respostas obtidas. Legenda: 1 – 0-5 km/h (Beaufort 0-1), 2 – 6-12 km/h (Beaufort 2), 3 – 13-19 km/h (Beaufort 3), 4 – superior a 19 km/h (Beaufort 4 ou superior).

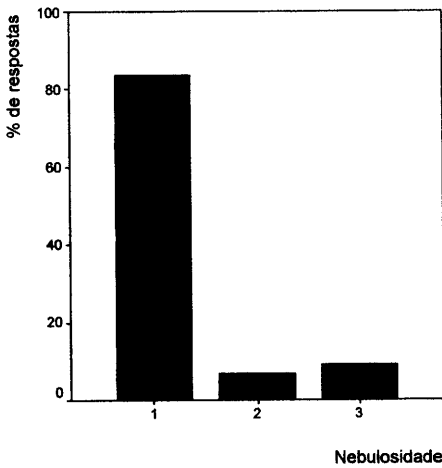


Fig. 14. Influência da nebulosidade na percentagem de respostas obtidas. Legenda: 1 – 0-30 % (céu limpo/ pouco nublado), 2 – 30-70 % (céu moderadamente nublado), 3 – 70-100 % (céu muito nublado).

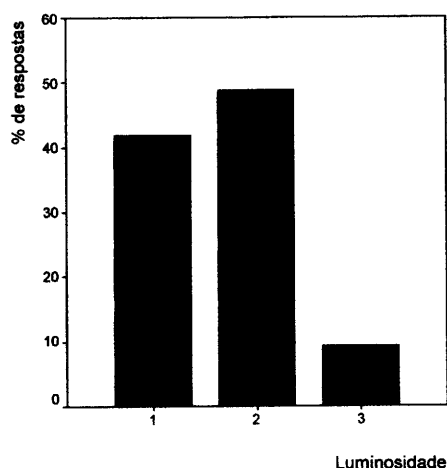


Fig. 15. Influência da luminosidade na percentagem de respostas obtidas. Legenda: 1 – lua nova/ encoberta, 2 – quarto crescente/ minguante, 3 – lua cheia.

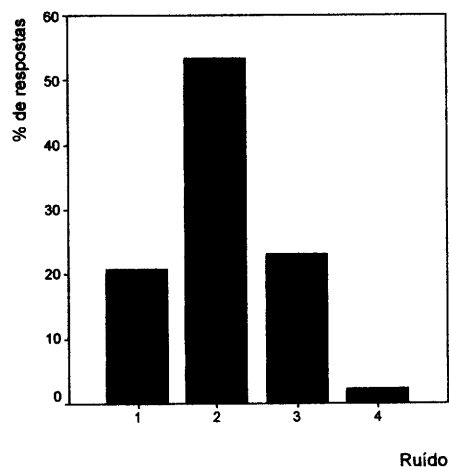


Fig. 16. Influência do ruído na percentagem de respostas obtidas. Legenda: 1 – silêncio, 2 – barulho que não distrai, 3 – barulho significativo (pode reduzir a probabilidade de detecção das respostas), 4 – barulho muito significativo.

Tab. 4. Resultados do teste de Qui-quadrado (Siegel & Castellan 1988) relativos à comparação dos efeitos das variáveis ambientais nas respostas obtidas através do método dos pontos de escuta (n = 43).

Variáveis	Espécies	χ^2	p
Vento	<i>Athene noctua</i>	0,238	0,086
	<i>Tyto alba</i>	0,238	0,086
	<i>Strix aluco</i>	0,333	0,135
	Totais	0,333	0,135
Nebulosidade	<i>Athene noctua</i>	0,199	0,081
	<i>Tyto alba</i>	0,306	0,140
	<i>Strix aluco</i>	0,306	0,140
	Totais	0,306	0,140
Luminosidade	<i>Athene noctua</i>	0,199	0,081
	<i>Tyto alba</i>	0,306	0,140
	<i>Strix aluco</i>	0,199	0,081
	Totais	0,3'6	0,140
Ruído	<i>Athene noctua</i>	0,156	0,050
	<i>Tyto alba</i>	0,238	0,086
	<i>Strix aluco</i>	0,333	0,135
	Totais	0,333	0,333

3.5. Confirmação de ausências (repetições)

Foram repetidos 13 dos 30 pontos de escuta, resultando num incremento de 1 resposta de Mocho-galego, 2 respostas de Coruja-das-torres e 10 respostas de Coruja-do-mato, o que corresponde, respectivamente, a um aumento de 14,3, 33,3 e 15,2 % de detecções em cada espécie. Não foram, no entanto, registadas diferenças significativas entre a primeira e a segunda amostragem (Tab. 5).

Tab. 5. Resultados do teste de Wilcoxon (Siegel & Castellan 1988) relativos à comparação das respostas obtidas em dois períodos de amostragem (n =13).

Espécies	K	p
<i>Athene noctua</i>	0,000	1,000
<i>Tyto alba</i>	-0,577	0,564
<i>Strix aluco</i>	-0,182	0,856
Total	-0,052	0,958

3.6. Estudos transversais

Neste tópico são sumariamente descritos outros trabalhos realizados na área de estudo e que serviram de base aos artigos científicos, proporcionando o levantamento de variáveis de caracterização do habitat das espécies em causa.

3.6.1. Levantamento de variáveis de caracterização física

3.6.1.1. Cartografia de ocupação do solo

Trabalhos de fotointerpretação realizados entre Setembro de 2003 e Fevereiro de 2004 na Serra de Monfurado, no âmbito do projecto *Caracterização agro-silvo-pastoril e agro-económica do Sítio de Monfurado*.

A metodologia consistiu na elaboração da chave de interpretação das classes de uso do solo (Tab. 6), seguida de fotointerpretação e digitalização em ecrã, em ambiente *ArcView 3.2/ArcGIS 8 – ArcEditor 8.3*, dos diferentes usos do solo, sobre imagens (rasterizadas e georeferenciadas, voo 98/99, a cor real). Nos ficheiros vectoriais, foi utilizado o sistema Hayford-Gauss, *Datum* de Lisboa (coordenadas militares). A codificação dos polígonos foi

efectuada de acordo com a legenda apresentada na Tab. 7, com verificação sistemática no terreno das dúvidas de fotointerpretação. Seguiu-se um controlo de campo de forma a obter uma precisão global de classificação e precisão da classificação nas classes ligadas ao montado superiores a 95%. Finalmente, foi efectuado um controlo topológico de forma a garantir a ausência de erros de ligação. O limite mínimo para a delimitação das manchas foi de 0,25 ha, com uma escala de trabalho de 1:5000 (ERENA 2004a).

Tab. 6. Chave de interpretação das classes de uso do solo (ERENA 2004a).

Código	Ocupação do solo	Código	Ocupação do solo
A	Barragens e charcas	Mx	Mosaico de Policultura
As	Área social	OI	Olival
Az	Montado de azinho	Pb	Pinheiro bravo
Ca	Culturas anuais	Pm	Pinheiro manso
Ec	Eucalipto	Pom	Pomar
F	Folhosas	Pp	Prados, pastagens e pousios
Ic	Incultos	Sb	Montado de sobreiro
K	Corte raso ou plantação	Vc	Vias de comunicação
Ma	Matos	Vn	Vinha

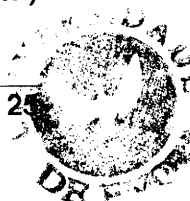
Tab. 7. Grau de coberto dos povoamentos de sobreiro e azinheira (ERENA 2004a).

Código	Classes de densidade
1	Grau de coberto entre 10 e 30%
2	Grau de coberto entre 30 e 50%
3	Grau de coberto > 50%

3.6.1.2. Inventário florestal

Trabalhos de inventário florestal de sobreiro e azinheira realizados entre Setembro de 2003 e Fevereiro de 2004 na Serra de Monfurado, no âmbito do projecto *Caracterização agro-silvo-pastoril e agro-económica do Sítio de Monfurado*.

A amostragem foi efectuada com base numa rede de parcelas, seleccionadas aleatoriamente e com um espaçamento mínimo de 200 m, ocupando no total 2000 m². A área de montado a inventariar foi dividida em três classes de densidade do arvoredor, de acordo com os resultados da fotointerpretação (Tab. 6), de forma a realizar-se uma amostragem estratificada (Shiver & Borders 1996). No âmbito do inventário foram recolhidas diversas variáveis ao nível da árvore (ex. perímetro à altura do peito, área basal, idade, diâmetro, etc.)



com a finalidade de produzir um conjunto de mapas temáticos que ilustrativos da distribuição de um conjunto de variáveis importantes na caracterização dos montados do Sítio de Monfurado (ERENA 2004b).

3.6.1.3. Caracterização agro-económica

Trabalhos de inventário e caracterização da gestão do coberto vegetal, pastoreio, tipo de gestão cinegética, estrutura fundiária e recurso a subsídios das propriedades, realizados entre Setembro de 2003 e Fevereiro de 2004 no âmbito do projecto *Caracterização agro-silvo-pastoril e agro-económica do Sítio de Monfurado*.

Os valores foram estimados a partir de um conjunto de parâmetros agro-sócio-económicos das explorações agro-florestais da área de estudo. A unidade de amostragem foi uma parcela de forma circular, com 500 m de raio, na qual o centro foi aleatoriamente determinado. A localização das parcelas de amostragem foi a determinada por Mira (2003). A informação foi recolhida recorrendo a inquéritos a todos os proprietários cujas propriedades fossem interceptadas pelo círculo amostral. A recolha de dados foi realizada através de visita ao local, entrevista aos gestores das explorações e entrevista aos proprietários das explorações (ERENA 2004b).

3.6.1.4. Caracterização ecológica da rede hidrográfica

Estudo de análise e caracterização ecológica da rede hidrográfica do Sítio Monfurado, com o objectivo de produzir a cartografia de cada bacia hidrográfica com indicação dos troços (identificados como homogéneos) e do respectivo valor ecológico, obtido mediante avaliação individual de cada troço referenciado (Flebbe 2001).

A avaliação das condições ecológicas das linhas de água foi efectuada de acordo com o grau de proximidade à estrutura e funções originais das diferentes características individuais. Considerou-se o grau mais elevado de proximidade ao natural quando as linhas de água correspondiam às condições naturais ou quando, após a intervenção humana, ocorria recuperação natural até um estágio equivalente ao original (Tab. 8). A caracterização foi feita em campo mediante utilização da ficha desenvolvida por LWANW (1985), com adaptações referentes à pequena dimensão e ao carácter torrencial e sazonal das linhas de água mediterrânicas. Na análise foram consideradas três zonas (em secção transversal), diferenciadas pelas comunidades vegetais presentes, mas em constante interdependência: zona aquática, zona anfíbia e zona terrestre (Flebbe 2001).

Tab. 8. Escala utilizada como critério de avaliação das condições ecológicas de cursos de água do Sítio de Monfurado (Flebbe 2001).

Grau	Naturalização	Descrição
5	<i>Natural</i>	- As características de avaliação apresentam um cunho de não-influência humana.
4	<i>Próximo do natural</i>	- As características de avaliação apresentam em larga medida um cunho de não-influência humana.
3	<i>Condicionadamente próximo do natural</i>	- As características de avaliação apresentam só em parte um cunho de não-influência humana.
2	<i>Afastado do natural</i>	- As características de avaliação apresentam um cunho consideravelmente alterado pelo Homem.
1	<i>Diferente do natural</i>	- As características de avaliação apresentam um cunho de completa alteração pelo Homem.

3.7. Levantamento de variáveis de caracterização biológica

Estudos da fauna e dos factores que mais influenciam a composição das comunidades faunísticas do Sítio Serra de Monfurado, integrados no projecto *Serra de Monfurado, Conservação e Valorização do Património Natural – 2ª fase* (Mira 2003).

Este projecto permitiu reunir informação de base com vista à elaboração de um Plano de Gestão para a área, sendo um dos principais objectivos cartografar as áreas particularmente relevantes para a conservação de cada um dos grupos faunísticos.

A metodologia adoptada consistiu na selecção de 41 Pontos de Amostragem Comum em habitats terrestres (PACs) e 31 Pontos de Amostragem em Linhas de Água (PALAs). Os PACs foram seleccionados com base nos habitats mais representados no Sítio de Monfurado, nomeadamente montados de sobro, azinho ou mistos. Contudo, para efeitos comparativos e de caracterização seleccionou-se igualmente um pequeno conjunto de pontos de amostragem noutros habitats menos representados na área de estudo (Pousios, Eucaliptal, Olival, Vinha e Hortas peri-urbanas). Com centro no ponto definido pelo centróide de cada mancha homogénea de habitat, definiu-se um círculo com raio de 250 m, no interior do qual foram realizadas as amostragens dos vários grupos faunísticos. A área sujeita a caracterização agro-silvo-pastorial foi definida num raio de 500 m a partir dos mesmos centróides. A selecção dos PALAs baseou-se na cartografia do estudo da *Análise e Caracterização Ecológica da Rede Hidrográfica do Sítio Monfurado* (Flebbe 2001).

4. Artigos científicos

4.1. Influence of built-up areas and vegetation structure of a montado ecosystem in the distribution and abundance of an owl guild

pp. 29-39

4.2. Ecological requirements of an owl community in a cork and holm oak woodland in Central Portugal

pp. 40-56

Influence of built-up areas and vegetation structure of a *montado* ecosystem in the distribution and abundance of an owl guild

Inês Roque¹, João E. Rabaça¹ e Ricardo Tomé²

1 LABOR – Laboratório de Omitologia, Universidade de Évora, P-7002-554 Évora, E-mail: iroque@uevora.pt

2 STRIX – Ambiente e Consultoria, Av. Forças Armadas 4º - 2ºJ, P-1600-082 Lisboa, E-mail: ricardo.tome@strix.pt

ABSTRACT: The effect of built-up areas and nine types of vegetation structure (considering both canopy and shrub density) of montados in the distribution and abundance of Barn *Tyto alba*, Little *Athene noctua* and Tawny Owls *Strix aluco* were analysed at the Site of Community Interest (SCI) of Monfurado (Center-South Portugal). Point counts (n = 30) were conducted between late February and early April 2004, integrated in a project aiming the characterization and enhancement of the natural heritage of this area. Differences between areas occupied by Tawny Owl and occupied by other owls (Little and/or Barn Owls) were inspected using Mann-Whitney tests. Also, the relation between the availability of each habitat and the abundance of owls was examined using Spearman correlations.

Tawny Owl was the most abundant and ubiquitous species, presenting none relationship with built-up areas or any type of vegetation structure. In opposition, Little Owl showed the most restrict distribution and no overlaps were found with other owls. Barn and Little Owls were associated to built-up areas and low density *montados* with shrub cover. The latter were also related to lower abundance of owls. In opposition, moderately dense *montados* without shrub cover were associated to areas with greater abundance of owls. Guidance is given to the management practices headed for conservation of Strigiformes at this specific site.

KEYWORDS: Built-up areas, *montado*, Strigiformes, vegetation structure

1. Introduction

There is scarce information about owls (Strigiformes) in Portugal. Their discreet habits and low densities make them one of the most difficult groups of birds to study (Proudfoot & Beasom 1996). Moreover, since some species live in close relation to humans, their populations are very susceptible to man-caused changes in the environment (Newton 1979).

Mediterranean cork *Quercus suber* and holm *Q. rotundifolia* oak groves (designated as *montados* in Portugal) are structurally mixed habitats, which alternate more or less dense forest patches and open areas, thus potentially promoting the occurrence of different owl species with distinct ecological requirements. The three more common owl species in Portugal are Barn Owl *Tyto alba*, Little Owl *Athene noctua* and Tawny Owl *Strix aluco*. The two first are associated to open and humanized landscapes (Bunn 1982, Génot & Van Nieuhuysse 2002,

Zuberogoitia 2002); Tawny Owl is considered a forest species, although including also open areas on its territories, with trees or other isolated structures used as hunting perches (Mikkola 1983, Cramp 1985, Zuberogoitia & Campos 1997).

Montados represent an agro-silvo-pastoral system shaped by humans, combining woodlands, high quality pastures, rotation crops and shrubs. Both canopy characteristics and soil uses are important factors to the establishment of owls, since they can directly influence breeding and shelter (affecting availability of nests and roosting sites) and the hunting success (affecting prey availability and accessibility). Species which depend on *montados* are known to respond both to factors acting at a landscape scale, and to trophic and structural factors within *montados*. All these factors are significantly influenced by *montado* management, which affects the extent and fragmentation of this environment (Fernández-Alés *et al.* 1992) as well as food abundance, structure of understorey vegetation and tree density. The latter has been described as the main correlate of woodland bird diversity in the Iberian Peninsula (Tellería 2001). When food is not limiting, the main factor determining bird distribution patterns tends to be habitat structure (Wiens 1989) and significant associations have been found between groups of species and the vegetation structure resulting from different types of *montado* management (Pulido & Díaz 1992).

We analysed the effect of built-up areas and several types of vegetation structure (both canopy and understorey) of *montados* in the distribution and abundance of Barn, Little and Tawny Owls at the Site of Community Interest (SCI) of Monfurado (Center-South Portugal). This study was included in a project aiming the characterization and enhancement of the natural heritage of this area (Mira 2003), and the final purpose is to get basis information to the management practices headed for conservation of Strigiformes at this specific site, incorporating the knowledge of the ecology of target species and the dynamics of the entire system.

2. Methods

2.1. Study area

The SIC of Monfurado comprises the Monfurado Mountain and adjoining lowlands, covering 23.946 ha. Located in the Center-South Portugal (W 08° 07' 00", N 38° 35' 00"), about 85 % of this area include cork oak *montados*, holm oak and mixed stands being restricted to some areas (ICN 2006). Mediterranean xerophile short-grass annual grasslands, classified as the priority habitat 6220 (EC/DGE 2003), have excellent representation at this site and scrub strata include mainly thermo-mediterranean formations and european dry heats

(ICN 2006). A considerable part of the area (15%) is occupied by prairies, pastures and set asides with disperse cork oak *montados*. The remaining tree species, like pines, eucalyptus and other leafy trees occupy only 3% and agricultural lands are represented in about 8% of the area. Built-up areas, which included human settlements and associated infra-structures, correspond to only 0.35% of the study area (ERENA 2004).

2.2. Fieldwork

Nocturnal bird data were collected in the context of a broader project aiming the characterization of local fauna and the enhancement of the natural heritage existent in the SCI of Monfurado (Mira 2003). Count stations were defined by the sampling network settled by that project, and comprised 30 of 40 points where every fauna groups were sampled. Ten points were excluded due to accessibility constraints or because they represented other biotopes than *montado*. Distance between adjacent points ranged from 1000 to 3750 meters.

Owl census was conducted between late February and early April 2004, which is an appropriate period to detect territorial vocalizations of the target species (Tomé & Silva 1994). We completed 30 point counts with the use of playbacks (Bibby *et al.* 1992), located in the centre of patches of *montados*. For each species we used a scheme comprising 2.5 minutes broadcasting vocalizations and a 5 minutes period for listening (7.5 minutes total). Emission periods corresponded to 3 sequences of 30 seconds of continuous songs spaced by 2 silent periods with equal duration. For playbacks we used sequences adapted from Roché (1990) in tape support. We respected an emission order starting in the smallest species to prevent their responses to be inhibited by the presence of larger species (Fuller & Mosher 1981). In the case of Barn Owl, the census was complemented with directed search for nests and roosting sites (Mira 2004), which consisted in visits to buildings likely to be occupied by this species dispersed by the study area.

In 43.3 % of the cases we conducted replicate point counts, in order to validate our results and to increase the probability of confidence in absences. Given the difficulty of distance estimates concerning vocalizing owls (Tomé & Silva 1994), we excluded registers considered to be over 1000 m from the observer. Observations were registered within two distance bands: 0-500 and 500-1000 meters. No visual contacts occurred during the census, thus the estimations of owl locations were empirically made in site, considering sound direction and intensity, as well as terrain and vegetation structure. Concerning owls vocalising up to 100 m, we estimated distances based on the tree (or group of trees) where the bird was perched.

2.3. Data treatment

Owl localizations estimated in the field were transferred to a Gaussian grid of 1x1 km using a geographic information system (ArcView 3.1). Distribution maps were produced to each species. For statistical analysis we eliminated marginal squares, i.e. squares which crossed the limits of study area and for which there was no complete information. We sampled built-up area and vegetation structure based on cartography. *Montados* were divided in 9 categories corresponding to 3 classes of tree density (10-30%, 30-50%, > 50%) and 3 classes of shrub density (absent, <50%, >50%). All variables represented % area in the 1x1 gaussian squares and were quantified based on soil occupation cartography obtained by ERENA (2004).

Our data were unsuitable for applying parametric statistics and maintained non-normality and heterogeneity after transformation trials (square root, logarithmic, quadratic and inverse). Differences between the median values of habitat variables between squares occupied by Tawny Owl and occupied by other owls (both Little and/or Barn Owls) were inspected using Mann-Whitney U tests (Siegel & Castellan 1988, Zar 1996). We excluded squares where Tawny Owl and other owls overlapped ($n = 5$). Furthermore, we used Spearman correlations (Sokal & Rohlf 1995, Zar 1996) to inspect the relation between the availability of each habitat and the abundance of Strigiformes (number of individuals).

3. Results

Tawny Owl was the most abundant of the three owl species (49 individuals located, Fig. 1), contrasting with Little Owl which presented the most restrict distribution (only 7 individuals, Fig. 2). An equally small number of Barn Owls was detected at point counts (7 individuals), but a directed search for nests and roosting sites revealed more 15 presences (Fig. 3), of which 4 were located in the area surveyed by point counts (i.e. within 1000m radius from the observer at each point) where this species wasn't detected.

The highest class of tree density showed no relation with species distribution or abundance. While none of the analysed variables affected significantly the distribution of Tawny Owl in the study area, Little and Barn Owls showed preferences for greater proportion of built-up areas ($U = 166.0$, $p < 0.05$) and *montados* with low to moderate tree density. In these types of *montados*, shrub density was determinant. Thus, low density *montados* were preferred when shrub cover was present, irrespectively of being low ($U = 201.5$, $p < 0.05$) or high ($U = 195.0$, $p < 0.05$). Moreover, *montados* with moderate tree density were preferred when associated to low density shrub cover ($U = 166.5$, $p < 0.05$) (Tab.1).

Tree and shrub density were also associated to the variation of owls abundance: low density *montados* with low density shrub cover were associated to areas with less individuals ($\phi = -0.351$, $p < 0.05$), while moderately dense tree cover associated to the absence of shrubs represented a higher percentage in the areas with higher abundance of owls ($\phi = 0.290$, $p < 0.05$) (**Tab. 2**).

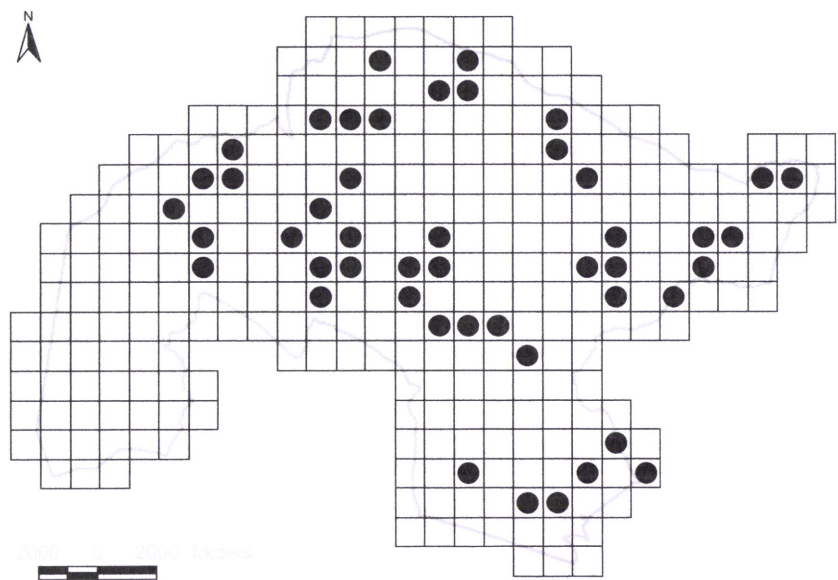


Fig. 1. Distribution of Tawny Owl in the SCI of Monfurado (black circles represent presences; shaded squares represent sampled area).

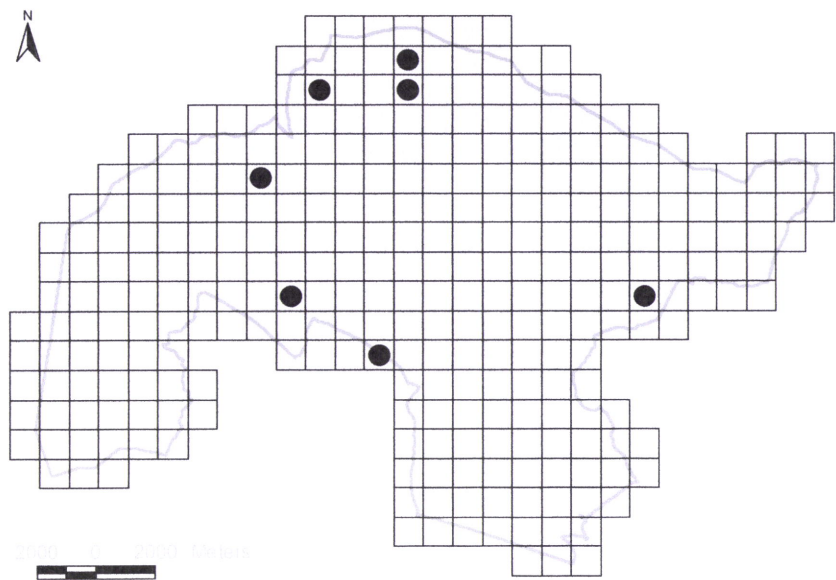


Fig. 2. Distribution of Little Owl in the SCI of Monfurado (black circles represent presences; shaded squares represent sampled area).

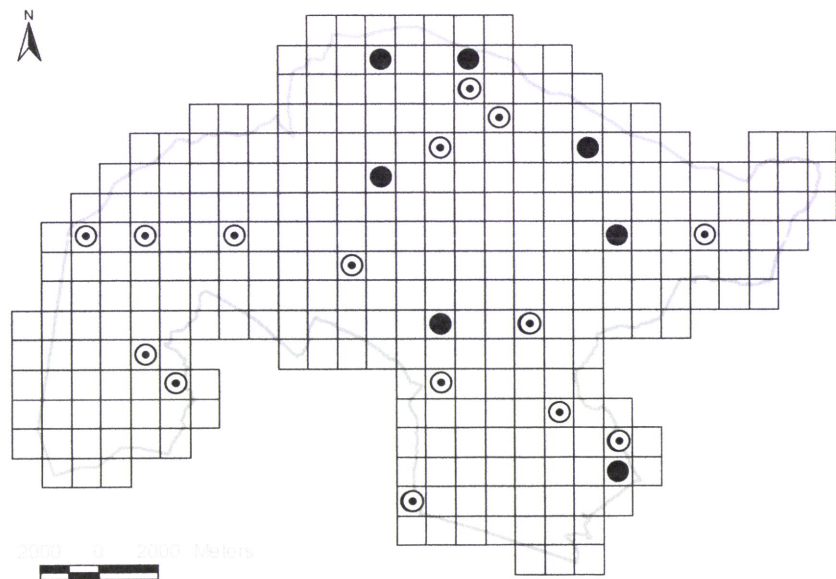


Fig. 3. Distribution of Barn Owl in the SCI of Monfurado (black circles represent presences detected in point counts; black and white circles represent presences detected by directed search; shaded squares represent sampled area).

Tab. 1. Results of the Mann-Whitney test and respective mean ranks of built-up area and nine types of vegetation structure (reflecting different levels of canopy and shrub covers) quantified in Gaussian squares (1x1 Km) by presence of Tawny Owl (n = 31) and other owls (Barn and Little Owls, n = 16).

			U	p	Mean rank	
					Tawny Owl	Other Owls
BUILT-UP AREA			166.0	0.016*	21,4	29,1
MONTADO	Canopy cover:	Shrub cover:				
		Absent	203.0	0.312	22.55	26.81
	10 – 30 %	0-50 %	201.5	0.014*	22.50	26.91
		> 50%	195.0	0.026*	22.29	27.31
		Absent	226.5	0.626	23.31	25.34
	30 – 50 %	0-50 %	166.5	0.049*	21.37	29.09
		> 50%	136.0	0.707	24.39	23.25
		Absent	204.0	0.278	25.42	21.25
	> 50 %	0-50 %	216.0	0.452	25.03	22.00
		> 50%	239.0	0.789	24.29	23.44

Tab. 2. Results of Spearman correlations applied to abundance of Strigiformes.

			φ	p
BUILT-UP AREA			-0.064	0.650
MONTADO	Canopy cover:	Shrub cover:		
		Absent	0.085	0.547
	10 - 30 %	0-50 %	-0.351	0.011*
		> 50%	-0.115	0.417
		Absent	0.290	0.037*
	30 - 50 %	0-50 %	-0.262	0.061
		> 50%	-0.121	0.393
		Absent	0.093	0.512
	> 50 %	0-50 %	-0.004	0.977
		> 50%	0.000	0.998

4. Discussion

Our survey revealed that the owl community at SCI of Monfurado is clearly dominated by Tawny Owl. In this area, its distribution overlaps in 9 % with that of Barn Owl (almost 23 % overlap considering Barn Owl distribution), suggesting that *montados* can assure ecologic requirements that allow these two species to coexist. Exclusive areas of Barn and Tawny Owl present similar areas of sparse and moderately dense *montados* without shrub cover, respectively 45 and 49 %, but in common areas (represented by 5 surveyed squares) this proportion raises up to 72 %. Although not allowing generalization, these results give a clue about what type of habitat is probably in the basis of this coexistence.

On the contrary, no overlaps were found in relation to Little Owls and either Barn and Tawny Owls. Although Little Owl shows no overlap with Barn Owl when considering approximate locations of owls (i.e. data transferred to the Gaussian grid of 1x1km), these two species were seldom heard in the same point counts. The picture of the structure of the owl community will depend on the scale of the analysis. Both point counts (1 km buffers) and estimated locations (1 km squares) provide but rough approximations of the owls' real territories; moreover, the considered species have different home ranges and our sampling methods only allow for a single-scale analysis. However, exclusion of Little Owl from areas occupied by Tawny Owl is probably a consequence of predation pressure, since the latter is particularly aggressive towards smaller owls in its territories and there are several records of predation attacks (Mikkola 1983). Moreover, the distribution of Little Owl is regularly limited by that of Tawny Owl, since despite the occurrence of potential habitat Little owl rarely exists in areas dominated by Tawny Owl (Zuberogoitia & Campos 1997).

Concerning Barn Owl, we detected a failure of 16.6 % in point counts when compared to directed search for nests and roosting sites. Although this species tend to respond promptly to playbacks (*pers. data*) when present in the vicinity, silent points constitute doubtful absences. Because of its wide home ranges it's possible that a Barn Owl present in the area doesn't respond to playbacks, since it can be temporarily in another extreme of the territory; moreover, the proximity to nest is also a bias factor, since Barn Owl shows stronger territorial activity in the surroundings of nest sites (Taylor 1994, Tomé & Silva 1994, Zuberogoitia 2002).

Besides being the most abundant species, Tawny Owl shows the most ubiquitous distribution in SCI of Monfurado since it is well widespread and presents none relationship with built-up areas or any type of vegetation structure. In opposition, Barn and Little Owls showed preferences for built-up areas and low density *montados* with shrub cover. These results were expectable, since these two species are traditionally associated to humanized landscapes and often breed in artificial structures (Bunn 1982, Génot & Van Nieuhuysse 2002, Zuberogoitia 2002, Roque 2003). Likewise, most presences of Barn Owl in the study area resulted from inspections in that type of structures.

Several authors refer the association of Barn and Little Owls to open areas (Bunn *et al.* 1982, Mikkola 1983, Exo 1992, Bruijn 1994, Taylor 1994, Tucker & Heath 1994; Génot & Juillard 1997, Pérez-Olea 1997, SEO/BirdLife 1999). The presence of shrubs in the area occupied by these species is likely to affect prey accessibility: structural variability offers both food and refuge, since it represents good hunting grounds and areas of greater abundance of prey (Díaz *et al.* 1997, Pulido & Díaz 1992). On the other hand, Little Owls prefer to hunt in pastures, prairies and crop lands with poor development of vegetation height, since they feed essentially on invertebrates (Orthoptera and Coleoptera) (Mikkola 1983, Génot & Bersuder 1995), (Génot & Wilhelm 1993, Van Nieuwenhuysen *et al.* 2001). Therefore, the effect of shrubs may be related to landscape diversity (e.g. patch size and variability) more than with availability (total area) of each habitat type as a whole.

Vegetation structure associated to Barn and Little Owls presences is as well related to lower abundance of owls. This is likely to happen because these species represented mostly single individuals at point counts, in opposition to Tawny Owl which often represented more than one record per point station. Consequently, areas with Barn and Little Owls are expected to correspond to lowest abundances.

Moderately dense *montados* without shrub cover are associated to areas with greater abundance of owls. This type of vegetation structure is probably representing an intermediate habitat, suitable for the three owl species, since trees may be used as hunting perches (Mikkola 1983, Cramp 1985, Zuberogitia & Campos 1997) and vegetation density and height may render higher hunting success (Southern & Lowe 1968): for instance, male Tawny Owls are reported to move along wider areas during spring and summer, because vegetation height hardens the access to small mammals (Sunde & Bolstad 2004).

In conclusion, concerning the conservation of owls in the SCI of Monfurado, we advise (1) the maintenance of *montados* with open to moderately dense tree and shrub cover, mainly in the vicinity of built-up areas (promoting Barn and Little Owls shelter and food); and (2) the maintenance of open areas with low density of trees and without shrubs (promoting owl abundance, probably because these areas represent optimum hunting grounds). Studies on the influence of these types of *montados* in terms of landscape structure (in opposition to simple quantification) are needed to understand the influence of habitat diversity in the distribution and abundance of owls.

In addition, we strongly advice the divulgation of owls, mainly Barn and Little Owl, as helper species in biologic agriculture practices, and the subsequent placement of nest-boxes in order to prevent the loss of Barn Owl nest sites (this is frequent due to building degradation or conversion; Bunn *et al.* 1982, Cramp 1985, *persn. data*) and to promote the establishment of Little Owls in suitable areas, near human settlements.

5. References

- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D. A. HILL 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- BRUIJN, O. 1994. Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea* 82(1): 41-109.
- BUNN, D.S., A.B. WARBURTON & R.D.S. WILSON 1982. *The Barn Owl*. T & AD Poyser, Calton.
- CRAMP, S. (ED.) 1985. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- DÍAZ, M., P. CAMPOS & F.J. PULIDO. 1997. The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. In: Pain, D.G. & M.W. Pienkowski (Eds.). *Farming and birds in Europe*. Academic Press, San Diego.
- EC/DGE. 2003. *Interpretation manual of European Union habitats – EUR25*. European Comission/DG Environment. Natura 2000 Network.
- ERENA. 2004. *Inventário florestal e cartografia de ocupação do solo da Serra de Monfurado*. Relatório não publicado. CCDRA, Évora.
- EXO, K.M. 1992. Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe. pp 55-63. In: GALBRAITH, C.A., I.R. TAYLOR & S. PERCIVAL (Eds.). *The ecolcogy and conservation of European owls*. Joint Nature Conservation Comitee. UK Nature Conservation No. 5, Peterborough.
- FERNÁNDEZ-ALÉS, R., A. MARTÍN, F. ORTEGA & E.E. ALÉS. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* 7: 3-18.
- FULLER, M.R. & J.A. MOSHER 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology*. 6: 235-246.
- GÉNOT, J.C. & D. BERSUDER. 1995. Le régime alimentaire de la Chouette Cheveche, *Athene noctua*, en Alsace-Lorraine. *Ciconia*, 19 (1): 35-51.
- GÉNOT, J.C. & D. NIEUWENHUYSE. 2002. The Little Owl *Athene noctua*. *BWP Update* 4, 1: 35-63.
- GÉNOT, J.C. & J.L. WILHELM. 1993. Occupation et utilisation de l'espace par la chouette cheveche, *Athene noctua*, en Bourdure des Vosges du Nord. *Alauda*, 61 (3): 181-194.
- GÉNOT, J.C. & M. JUILLARD 1997. Little Owl. In Hagemerijer, W.J.M. & Blair, M.J. (Eds). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. Pp 408-409. T & AD Poyser, London.
- ICN. 2006. *Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Vol III – Fichas de Sítios da Lista Nacional. URL: www.icn.pt/psrn2000
- MIKKOLA, H. 1983. *Owls of Europe*. T & AD Poyser, Calton.
- MIRA, A. (COORD.). 2003. *Serra de Monfurado, conservação e valorização do património natural (2ª fase) – Estudos de Fauna*. 1º Relatório de Progresso. Universidade de Évora, Évora.
- NEWTON, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Poyser, Berkhamsted.

- PEREZ-OLEA, A.P. 1997. Mochuelo Común. In PURROY, F.J. (Ed). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Pp 260-261. Lynx editions, Barcelona.
- PROUDFOOT, G.A. & S.L. BEASOM. 1996. Responsiveness of cactus ferrugineus Pygmy Owls to broadcasted conspecific calls. *Wildlife Society Bulletin* 24:294-297.
- PULIDO, F. & M. DÍAZ. 1992. Relaciones entre la estructura de la vegetación y comunidades nidificantes de aves en las dehesas: influencia del manejo humano. *Ardeola* 39: 63-72.
- ROCHE, J.C. 1990. *Tous les oiseaux d'Europe*. CD 3 – *Des Coucous aux Hypolaïs*. Sittelle.
- ROQUE, I. 2003. *A população de Coruja-das-torres Tyto alba (Scopoli 1769) no concelho de Coruche: abundância e distribuição, selecção de habitat, biologia de reprodução, alimentação e mortalidade*. Relatório não publicado. Universidade de Évora, Évora.
- SEO/BIRDLIFE. 1999. *Seguimiento de aves nocturnas en España. Programa Noctua. Informe 1998*. SEO/Birdlife, Madrid.
- SIEGEL, S. & N.J. CASTELLAN 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill International Editions. Singapore.
- SOKAL, R. & F. ROLPH 1995. *Biometry*. Freeman, New York.
- SOUTHERN, H.N. & V.P.W. LOWE. 1968. The pattern of distribution of prey and predation in Tawny Owl territories. *Journal of Animal Ecology* 37: 75–97.
- SUNDE, P. & M.S. BOLSTAD. 2004. A telemetry study of the social organization of a Tawny Owl (*Strix aluco*) population. *Journal of Zoology, London* 263: 65–76.
- TAYLOR I. 1994. *Barn Owls: predator-prey relationships and conservation*. University Press, Cambridge.
- TELLERÍA J. L. 2001. Passerine bird communities of Iberian dehesas: a review. *Animal Biodiversity and Conservation* 24(2): 67–78.
- TOMÉ, R. & T. SILVA 1994. Métodos de censo de aves nocturnas. pp. 23-30. in ALMEIDA J. & R. RUFINO (Eds.). *Métodos de censos e atlas de aves*. SPEA, Lisboa.
- TUCKER, G.M. & M.F. HEATH. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series 3, Cambridge.
- VAN VIEUWENHUYSE, D.,M. LEYSEN & K. STEENHOUT. 2001. Habitat preference of Little Owl in Flanders.
- WIENS, J. A., 1989. *The ecology of bird communities*. 2 vol. Cambridge University Press, Cambridge.
- ZAR, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International Inc., New Jersey.
- ZUBEROGOITIA, I. 2002 *Ecoetología de las Rapaces Nocturnas de Bizkaia*. PhD Thesis. Universidad del País Vasco, Leioa.
- ZUBEROGOITIA, I. & L.F. CAMPOS. 1997. Intensive census of nocturnal raptors in Biscay. *MUNIBE Ciencias Naturales* 49 :117-127.

Ecological requirements of an owl community in a cork and holm oak woodland in Central Portugal

Inês Roque¹, João E. Rabaça¹ e Ricardo Tomé²

1 LABOR – Laboratório de Ornitologia, Universidade de Évora, P-7002-554 Évora, E-mail: iroque@uevora.pt

2 STRIX – Ambiente e Consultoria, Av. Forças Armadas 4º - 2ºJ, P-1600-082 Lisboa, E-mail: ricardo.tome@strix.pt

ABSTRACT: *Montado* is a semi-natural landscape which supports high biodiversity and forms one of the most remarkably sustainable agro-forestry systems. A set of 43 environmental variables reflecting the variability of this ecosystem (in terms of human closeness, agriculture and pasture management, vegetation structure and land use) was used to assess habitat preferences within the owl community inhabiting the Site of Community Interest (SCI) of Monfurado. Point count census of Barn Owl *Tyto alba*, Little Owl *Athene noctua* and Tawny Owl *Strix aluco* were conducted between late February and early April 2004, integrated in a project aiming the characterization and enhancement of the natural heritage of this area. The effect of the measured variables in the presence/absence of Tawny Owl and other owls (Barn and/or Little Owls) was evaluated by logistic regression analysis. Separate analysis for Barn and Little Owls were conducted using Mann-Whitney tests.

Tawny Owl prefers dense and heterogeneous woodlands, i.e. with great extent of habitat edges, associated to undisturbed areas (riparian galleries). On the contrary, Barn and Little Owls were associated to human-changed areas, closer to settlements and with greater persistence of bovine cattle, but also with lower richness of carnivore mammals. Individual preferences of Little Owl were related to the abundance of open areas. Concerning Barn Owl alone, the analysis revealed habitat preferences to be related to poor heath state of *montados*. Conservation clues headed for habitat management are recommended.

KEY-WORDS: habitat preferences, *montado*, Strigiformes

1. Introduction

Montados are mosaic-like landscapes comprising open forestations of cork *Quercus suber* and holm *Q. rotundifolia* oaks in varying densities, combined with a rotation of crops/fallow/pastures (Pinto-Correia & Mascarenhas 1999). These semi-natural ecosystems are exclusive to the western Mediterranean Basin and have been ranked among the most valuable habitats in Europe (listed in the EC Habitats Directive): they support high biodiversity and form one of the most remarkably sustainable agro-forestry systems (WWF Mediterranean Program 2006).

Little is known about the influence of this dynamic system in the owl community. Barn Owl *Tyto alba*, Little Owl *Athene noctua* and Tawny Owl *Strix aluco* are the most common species in Portugal and, in general, they present different habitat requirements. In Portugal,

they occur all over the country, although they are apparently more common in the Centre and South (Rufino 1989).

In some areas, Tawny Owl is dependent on *montados*, avoiding open landscapes such as low density or young stands (Santos 1997, Pais *et al.* 2000). On the other hand, Barn and Little Owls are associated to open areas, nesting both in natural cavities and artificial structures, and avoiding dense forests (Mikkola 1983, Cramp 1985). Despite these differences in terms of habitat requirements, distribution of these owl species is expected to have some extent of overlap given the structural diversity offered by *montados*.

Our study was part of a wider project – SCI of Monfurado: conservation and enhancement of the natural heritage (Mira 2004) – conducted by a multi-disciplinary research team, and among other goals the project intended to evaluate the effects on several faunal taxa (insects, amphibians, reptiles, birds and mammals) of different vegetation structure and management practices. The aim of this study is to evaluate the environmental variables that influence the requirements of the owl guild (Barn Owl, Little Owl and Tawny Owl) inhabiting the Site of Community Interest (SCI) of Monfurado, which is characterized by well conserved extensive *montados*. Moreover, there is the purpose of characterizing relations existent within distribution of local owls.

2. Methods

2.1. Study area

The study area comprises the Monfurado Mountain and the adjacent lowlands, constituting an area proposed to integrate the Natura 2000 Network (SCI of Monfurado). It is located in the Center-South of Portugal (W 08° 07' 00", N 38° 35' 00"), belonging to the municipalities of Montemor-o-Novo and Évora. The area covers 23.946 hectares, mainly occupied by cork and holm oak *montados* (85% of the total area). A considerable part of the area (15%) is occupied by prairies, pastures and set asides with disperse cork oak *montados*. The remaining tree species, like pines, eucalyptus and other leafy trees, occupy only 3%, and agricultural lands represent about 8% of the area. Social land uses, including human settlements and associated infra-structures, correspond to only 0.35% of the total area (ERENA 2004a).

2.2. Fieldwork

We sampled 30 points corresponding to centres of homogeneous patches of *montados*, selected in the scope of the project SCI of Monfurado: conservation and enhancement of the natural heritage (Mira 2004). This project included multidisciplinary work in common areas, which provided a large database containing information on management, vegetation and local fauna of *montados*. In order to accomplish the project goals and to assure data comparability, sampling sites were previously established and surveys for each studied taxa had to be conducted on them. In what owl species are concerned, this procedure imposed some sample design and analytical constraints, due to their larger home ranges and limited densities.

Owl sampling was performed between late February and early April 2004 by means of point counts with emission of conspecific vocalizations (Bibby *et al.* 1992), which allows increasing the number of contacts by inducing a territorial exhibition in the presence of a simulated intruder (Fuller & Mosher 1981). In all visits we observed a period of about two minutes after arriving to the census point (after turning off the car), in order to minimize the disturbing effect and for hearing habituation to background noise. Census started with one minute of passive listening for detecting spontaneous vocalizations. After this, and for each species, we used a scheme comprising 2.5 minutes broadcasting vocalizations and a 5 minutes period for listening (7.5 minutes total). Emission periods corresponded to 3 sequences of 30 seconds of continuous songs spaced by 2 silent periods with equal duration. For playbacks we used sequences adapted from Roché (1990) in tape support. The transmitter was a megaphone coupled to a walkman. Sound intensity was previously tested and regulated for detection 1 km away from human hearing. In all points megaphone was settled on the top of the vehicle, being alternately turned in 3 opposite directions (so each period of 30 seconds of vocalizations was transmitted in a different direction). Emission order was Little Owl, Barn Owl and Tawny Owl: the smallest species was broadcasted first to prevent their responses to be inhibited by the presence of larger species (Fuller & Mosher 1981). All recorded individuals were registered within two distance bands (500 and 1000 m from the observer).

2.3. Environmental variables

Environmental variables at each sampling point were assessed using interviews with landowners about management techniques regarding agriculture and pastures (ERENA 2004a), vegetation measurements (ERENA 2004b), mapping of land use and infrastructures (ERENA 2004b) and applying point and transect methods for counting local vertebrate fauna (Mira 2004). These resulted in a data set of 43 variables describing each sampling point (Tab. 1). Apart from interviews (where sampling unit was defined as the homogenous patch of

montado itself), sampling units were defined by buffers with 500 meters radius centred in the point count stations.

2.4. Statistical analysis

The effect of the measured variables in the presence/absence of owls was evaluated by logistic regression analysis. We grouped sampling stations based on Tawny Owl presences ($n = 17$) and absences ($n = 13$), and other owls (both Little and Barn Owls) presences ($n = 10$) and absences ($n = 20$). All birds vocalising over 500 m from the observer were excluded from the analysis. We started the variable selection procedure applying univariate logistic regression analysis to each independent variable. Variables with p -values under 0.25 were retained to further analysis (Hosmer & Lemeshow 1989) and submitted to collinearity diagnosis. Correlation coefficients higher than 0.70 reflect strong collinearity (Tabachnik & Fidel 1996) and in these cases one of the independents must be removed from the analysis, usually the one considered to have the poorer biological meaning. No variables showed significant bivariate correlations so the all set of selected variables entered the multivariate logistic regression model.

We applied a stepwise backwards manual selection ("enter" method) using the Wald test towards elimination of non significant variables ($p > 0.05$) starting on the independent with the larger p -value. Probabilities used to include and exclude variables from the model were 0.05 and 0.10 (Bendel & Afifi 1977, Hosmer & Lemeshow 1989). Interaction terms between significant variables were also tested in order to identify an eventual variation of the effect of one variable throughout the values of the other (Hosmer & Lemeshow 2000).

To test linearity in the logit of continuous variables, we used the Box-Tidwell transformation, which adds a term of the form $x \cdot \ln(x)$ to the model, where x represents a continuous variable (Geurro & Johnson 1982). We found no significant coefficients for these variables, thus showing linearity in the logit, meaning no need for transformations.

To determine model adjustment we calculated classification tables and ROC curves. We used classification tables to determine correct and incorrect classifications of the dichotomous dependent (Hosmer & Lemeshow 2000). The area under the curve (AUC) of the ROC curve is another method for accessing model fit. AUC values over 0.7 indicate useful application and values over 0.9 indicate excellent fit (Swets 1988 in Manel *et al.* 2001).

In order to find out which variables from the list were associated to distribution patterns of Barn and Little Owls separately, we used Mann-Whitney non-parametric test for comparisons of median values of independent variables between areas where these species were present and absent (Zar 1996, Sokal & Rohlf 1995). All statistical analysis were performed using SPSS 11.0 package.

Tab. 1. Set of variables used in the analysis by class, with description and descriptive statistics (mean and standard deviation) calculated for the 30 point counts. *a)* This variable was used only in the analysis of presences/absences of Barn and Little Owls.

Class	Variable	Description	Mean	S.D.
HUMAN CLOSENESS	SETTLE	Human settlements (minimum distance)	2494.0	1181.6
	ROADS	National roads (minimum distance)	1524.7	784.2
AGRICULTURE & FOREST MANAGEMENT	BIOLF	Biological fertilizers (% area)	0.184	0.306
	TFERT	Total fertilizers (l/ha)	45.733	40.428
	SOIL	Soil mobilization (% area)	0.830	0.446
	SHRUB	Shrub removal (% area)	1.233	1.569
	CORK	Years since cork extraction	0.797	0.483
PASTURE MANAGEMENT	OVIN	Ovine cattle (% area)	0.461	0.407
	TOVIN	Permanence of ovine cattle (mean months)	4.818	4.723
	DOVIN	Mean density of ovines	0.912	1.138
	BOVIN	Bovine cattle (% area)	0.719	0.379
	TBOVIN	Permanence of bovine cattle (mean months)	8.167	4.458
	DBOVIN	Mean density of bovines	0.304	0.188
	EXTFOR	Financed forage crops (% area)	0.342	0.368
GAME MANAGEMENT	MANAG	Total game management (% area)	87.053	25.136
	GEMUN	General and municipal game systems (% area)	46.747	25.228
	ASTOUR	Associative and touristical game systems (% area)	66.174	14.933
TREE AGE & HEALTH	TREEA	Old trees (% trees)	0.255	0.335
	SSTAT	Mean health state (1-good, 2-mean, 3-bad)	2.555	0.607
	MDESI	Montados diseases (% trees)	58.969	20.349
HABITAT & LANDSCAPE STRUCTURE	MDENS	Dense <i>montado</i> (% area) - tree cover > 50 %	0.693	0.273
	MSPAR	Sparse <i>montado</i> (% area) - tree cover < 50 %	0.246	0.281
	SHRUB	Shrub (% area)	0.090	0.143
	DENSIT	Dominance of dense <i>montados</i> (MSPAR/MDENS)	3.867	2.013
	DIVERS	Vertical Shannon's diversity index	0.224	0.092
	LDIVER	Landscape Shannon's diversity index	0.224	0.092
	EDGED	edge density extent (meters)	175.818	54.777
	WATERL	Water lines extent (meters)	1.016	0.332
	RIPGAL	Riparian galleries extent (meters)		
TERRAIN STRUCTURE	ALTIT	Mean altitude (meters)	298.145	51.087
	SLOPE	Mean slope (meters)	298.145	51.087
FOOD CHAIN & COMPETIDORS	SMALLA	Small mammals abundance (ipa)	0.025	0.039
	SMALLR	Small mammals richness	1.000	0.947
	PASSA	Passerine abundance (ipa)	2.833	0.461
	PASSR	Passerine richness	0.027	0.004
	AMPHA	Amphibians abundance (ipa)	24.267	2.970
	AMPHR	Amphibians richness	12.167	16.969
	CARNA	Carnivore mammals abundance (ika)	2.900	1.788
	CARNR	Carnivore mammals richness	0.000	0.000
	DRAPA	Diurnal raptors abundance (ipa)	3.800	1.627
	DRAPR	Diurnal raptors richness	1.467	1.456
	STRIX a)	Tawny owl abundance (ipa)	0.967	1.067

3. Results

Considering a distance band of 500 m from the observer, we found 32 Tawny Owls in 17 of the 30 point counts (Fig. 1). The presence of other owls (both Little Owl and/or Barn Owl) was detected in 10 of the 30 point counts (Fig. 2), and in 5 of these points Tawny Owl was also present.

Eleven variables entered the initial model of the logistic regression model testing the effect of measured variables in the presence/absence of Tawny Owls in sampled points (Tab. 2). Tawny Owl territories were associated to areas dominated by dense *montados*, with higher extension of edges and riparian corridors (Tab. 3). The model explained 80.0 % of the variation (Tab. 4) and it's discriminative power is significantly higher than chance (AUC=0.896, $p < 0.001$; Fig. 3).

Respecting to other owls, twelve variables were selected in univariate logistic regressions (Tab. 5). The multivariate logistic regression showed Little and Barn Owls to be associated to areas with longer permanence of bovine cattle, closer to human settlements and poorer in species of carnivore mammals (Tab. 6). This model explained 76.7 % of the variation (Tab. 7) and its discriminative power is significantly higher than chance (AUC = 0.835, $p < 0.01$; Fig. 4).

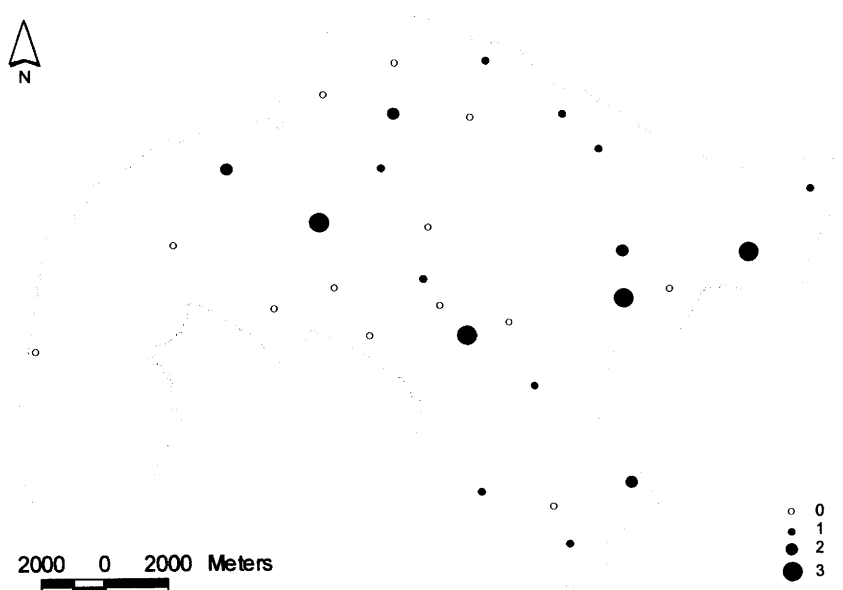


Fig. 1. Abundance of Tawny Owl in point counts (n = 30) at the SCI of Monfurado.

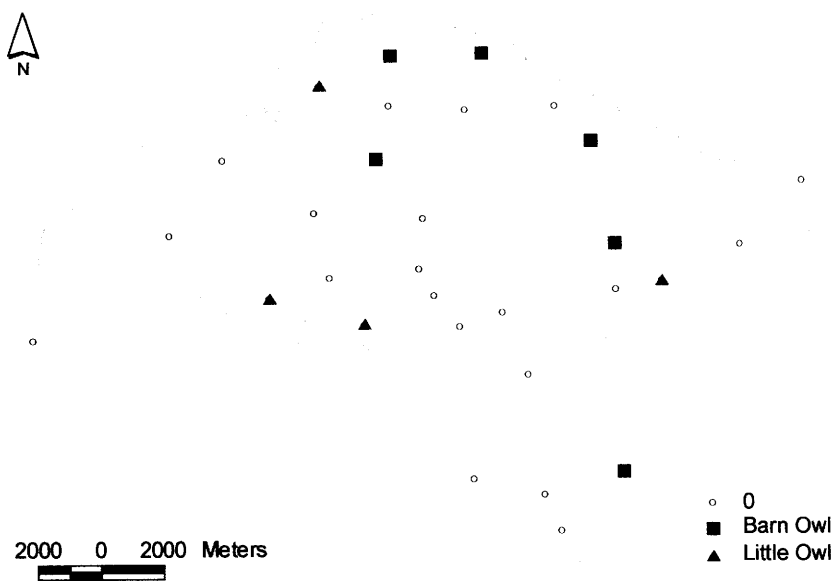


Fig. 2. Presences of Barn Owl and Little Owl in point counts (n = 30) at the SCI of Monfurado.

Tab. 2. Values of coefficients (β), Wald statistic (Wald) and associated probabilities (p) of variables with p -values < 0.25 in univariate logistic regression analyses for Tawny Owl presence and absence points.

Variable	B	Wald	p
SHRUB	1.121	1.720	0.190
TREEA	2.409	2.681	0.102
BIOLF	1.939	1.726	0.189
EXTFOR	2.244	3.590	0.058
MANAG	0.027	2.060	0.151
DENSIT	0.221	1.330	0.249
DIVERS	-5.640	1.721	0.190
EDGED	0.016	3.525	0.060
AMPHA	0.314	1.870	0.171
DRAPA	0.651	1.746	0.186
RIPGAL	0.002	2.247	0.134

Tab. 3. Values of coefficients (β), Wald statistic (Wald) and associated probabilities (p) in the final logistic regression model explaining the presence and absence of Tawny Owl in sampled points.

Variable	B	Wald	<i>p</i>
DENSIT	0.533	3.950	0.047
EDGED	0.025	5.633	0.017
RIPGAL	0.003	4.078	0.043
Constant	-6.049	5.935	0.015

Tab. 4. Classification table of the final logistic regression model for Tawny Owl with indication of percentages of presences and absences correctly classified. The cut value is 0.56.

Observed		Predicted		Percentage Correct
		Tawny owl		
		Absence	Presence	
Tawny owl	Absence	10	3	76.9
	Presence	3	14	82.4
Overall Percentage				80.0

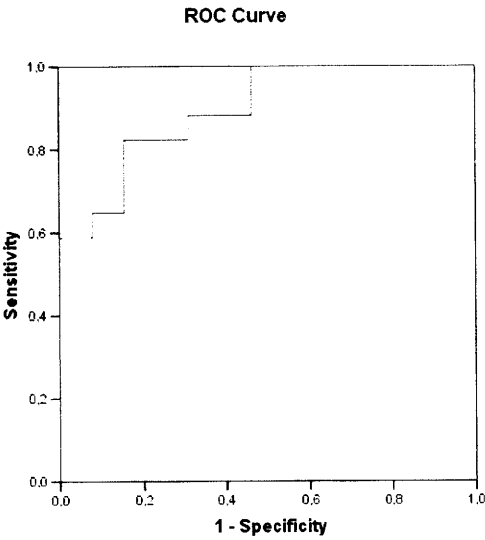


Fig. 3. Area under the ROC curve (AUC) for the probability model of Tawny Owl occurrence (AUC = 0.896, $p < 0.001$).

Tab. 5. Values of coefficients (β), Wald statistic (Wald) and associated probabilities (p) of variables with p -values < 0.25 in univariate logistic regression analyses for other owls (Little and/or Barn Owls) presence and absence.

Variables	B	Wald	P
SHRUB	-1.563	2.806	0.094
SSTAT	1.159	1.473	0.225
OVIN	-1.260	1.528	0.216
BOVIN	1.876	2.001	0.157
TBOVIN	0.190	2.805	0.094
ASTOUR	0.063	1.946	0.163
GEMUN	-0.030	3.364	0.067
MDENS	-2.507	2.816	0.093
MSPAR	2.149	2.322	0.128
DENSIT	-0.301	2.146	0.143
SETTLE	0.000	1.743	0.187
CARNR	-0.444	2.600	0.107

Tab. 6. Values of coefficients (β), Wald statistic (Wald) and associated probabilities (p) in the final logistic regression model for explaining the presence and absence of other owls (Barn and/or Little Owls).

Variable	B	Wald	P
TBOVIN	0.298	3.888	0.049
SETTLE	-0.001	4.255	0.039
CARNR	-0.691	4.208	0.040
Constant	1.769	0.804	0.367

Tab. 7. Classification table of the final logistic regression model for other owls (Barn and/or Little Owls) with indication of percentages of presences and absences correctly classified. The cut value is 0.56.

Observed		Predicted		Percentage Correct
		other owls		
		Absence	Presence	
other owls	Absence	18	2	90.0
	Presence	5	5	50.0
Overall Percentage				76.7

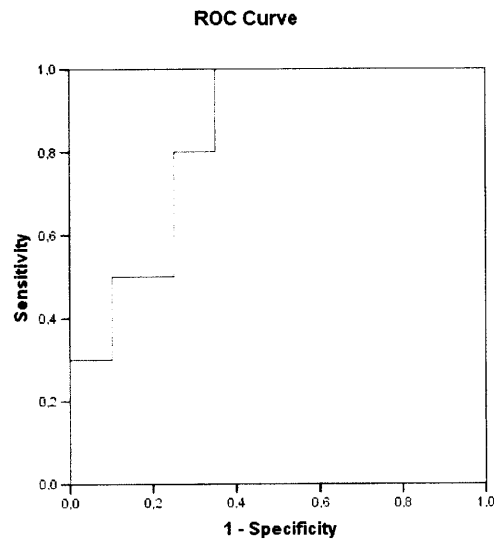


Fig. 4. Area under the ROC curve (AUC) for the probability model of other owls occurrence (AUC = 0.835, $p < 0.01$).

Additional univariate tests showed that Little Owls avoided areas with major dominance of dense over sparse *montados* and where Tawny Owl was more abundant; on the contrary, this species seemed to be favoured in areas with higher percentage of sparse *montados* (Tab. 8). Barn Owls were associated to areas where *montados* were in poorer health conditions, but avoided areas with greater richness of carnivore mammals (Tab. 8).

Tab. 8. Results of the Man-Whitney tests applied to presences and absences of Little Owl and Barn Owl in point counts.

	Variable	U	p	Mean rank	
				Absences	Presences
Little Owl	DENSIT	27.50	< 0.05	16.90	8.50
	MSPAR	25.00	< 0.05	14.00	23.00
	STRIX	20.00	< 0.05	17.20	7.00
Barn Owl	SSTAT	31.50	< 0.05	13.81	22.25
	CARNR	35.50	≈ 0.05	17.02	9.42

4. Discussion

4.1. Census profile

Tawny Owl is clearly the most abundant owl at the site of Community Interest at the SCI of Monfurado and its distribution fully overlapped that of Barn Owl. These results probably suggest that studied *montados* can offer conditions for the coexistence of these species.

To some extent, the scarcity of results about Barn Owl may be related to methodological constraints, since data derived from nest searches revealed 8 new territories for the studied area (Roque *et al.* 2007). Low detection rate is most likely related to the vocal behaviour of this species, which shows limited territorial activity. Although playback emissions raise the response probability (*e.g.* Johnson *et al.* 1981) it is also possible that a Barn Owl present in the territory does not respond. For instance, an owl can be temporarily in another extreme of the territory or the count station can be located too far from the nest site, since wide hunting areas and a stronger territorial activity in the vicinity of nests are characteristics of this species (Taylor 1994, Zuberogoitia 2002).

Our results indicate that Little Owl occurs at low densities in the study area, since this species is usually very responsive to playback broadcasts (Tomé & Silva 1994). Given that point counts were located in the centre of patches of *montados* and considering that this species is more associated to patchy habitats with scattered trees, the recorded low abundances are probably related with reduced habitat suitability. Santos (1998) also found poor densities of Little Owl in a similar habitat in NW Alentejo.

4.2. Habitat preferences of Tawny Owl

Our results suggest that Tawny Owl is positively influenced by habitat diversity (caused by local forest management) as it prefers areas dominated by denser woodland with greater extent of edges between patches with distinct occupations. These results were expectable considering the forest habitat profile of the species (Southern 1970, Hirons 1985, Sanchez-Zapata & Calvo 1999, Ranazzi *et al.* 2000b), which also includes open areas on its territories (Mikkola 1983, Cramp 1985, Zuberogoitia & Campos 1997), and similar associations were found in Northern Spain by Zuberogoitia (2002), in an area dominated by pine and eucalyptus stands. These results, associated to the ubiquity of this species in the study area, are probably an indication that Tawny Owl is on the whole well adapted to the structure of local *montados*. The landscape complexity associated with this species in Monfurado area is likely to be associated to the greater richness and abundance of prey detected in the ecotones, where vegetation configuration increases food and refuge to small mammals and birds, but also to

alternative prey types that owls may explore in periods of scarcity of basic prey (Petty & Peace 1992).

Another relation was found between presence of Tawny Owl and the extent of riparian galleries. In the study area, these galleries are present along watercourses with rare or absent humane disturbance and thus are very favourable to local fauna. They are less affected by pollution and present continuous developed riparian vegetation, often associated with older trees which provide holes and branches suitable for Tawny Owl and other species. For instance, a Eurasian Eagle Owl was observed sheltering in an old *Fraxinus* sp. riparian corridor in the SCI of Monfurado (Flebbe 2001). The importance of riparian galleries to the reproduction of Tawny Owl species was also reported by Zuberogoitia (2002).

4.3. Habitat preferences of Barn and Little Owls

The association of Barn and Little Owls to areas with greater persistence of bovine cattle is probably concurrent with better conditions of prey accessibility and, possibly, abundance. Grazing can modify the spatial heterogeneity of vegetation, influencing ecosystem processes and biodiversity, and its immediate effect depends on the interaction between the spatial pattern of grazing and the pre-existing spatial pattern of vegetation (Adler *et al.* 2001). Moreover, regeneration and maintenance of the vegetation mosaic depend upon the relationship between herbivore intake and pasture growth rates (Shiyomi *et al.* 1983). How feedbacks between vegetation and grazing influence heterogeneity over time is a complicated issue and the effect of cattle prevalence in owls' occurrence is hard to interpret in the scope of this study.

Bovine cattle can produce a negative impact in bird communities (e.g. Fondell & Ball 2004) but in contrast there are reports of long-duration pastures maintaining higher populations of small mammals than medium or short duration pastures (Fricke 2006). While a minor degree of vegetation cover represent less refuge to small mammals towards predators, the occurrence of certain plant species can support different communities of invertebrates. In general, pastures are known to attract coleopterans (Rodríguez-Ramo & García-Roman 1988): as they usually lack pesticides, insect prey which are important for Little Owl are abundant (Santos 1998, Tomé *et al. in press*).

Closeness to human settlements is also a characteristic of Barn and Little Owls distribution in the study area. This distribution pattern was expected, since both species are known to be more tolerant to human presence than Tawny Owl (Mikkola 1983, Cramp 1985). Finally, these species are also associated to areas with lower richness of carnivore mammals, probably suggesting that they are avoiding areas with mammal predators. Medium sized carnivores are notorious nest predators, and can reduce or eliminate both bird and small mammal populations (Hawkins 1998, Crooks & Soule 1999). Thus, besides potentially having

direct impacts on the owl populations, mammal predators are likely to affect their prey (Sullivan & Sullivan 1980). An effect of mammal predator presence on Little Owl densities in holm oak woodland of Southern Portugal has already been detected in other studies (Tomé *et al.* 2004, R. Tomé *unpubl data*). However, this may also be a consequence of mammal predators avoiding areas near human settlements.

When analysing individual preferences of Little Owls, we found it to be associated to areas dominated by lower canopy cover and with higher percentage of open areas. These habitat preferences are clearly opposed to those of the Tawny Owl. Zuberogoitia (2002) also detected this pattern and since Tawny Owl can be a predator of Little Owl (Mikkola 1983) this is probably a mechanism of competitive exclusion. Actually this species is associated to areas with lower density of Tawny Owl in the study area. Zuberogoitia & Campos (1997) and Tomé *et al.* (2004) also detected this pattern and Zuberogoitia (2002) also reported several Tawny Owls predating Little Owls.

As revealed by conjoint analysis (both Barn and Little Owl presences), when separately analysed Barn Owl shows also to be sensitive to richness of carnivore mammals. Furthermore, its association with *montados* in poorer health condition is probably related to the availability of tree cavities used for perch and possibly as nest sites.

Note that the use of point counts as sampling units is likely to reveal great overlapping in distributions of these species. We are not considering owls' individual location and the limits of their territories are unknown. When using point counts we are measuring the total number of birds whose territories are at least partly included in the study area, i.e. the number of fractions of territories in the area (Johnson 2005). Detection of birds in point counts does not mean necessarily territory overlapping. We can be in a frontier location where we find several species vocalizing, and that doesn't mean that individuals must actually interact spatially, as their territories can be fully separated. This is likely to be in the origin of the overlap between Little and Tawny Owls found in this study, which disappeared when a similar analysis was conducted using estimated locations of individuals and considering smaller sampling areas (Roque *et al.* 2007).

4.4. Conservation clues

The landscape structure of the SCI of Monfurado, given by a combination of forested areas, pastures and farming systems, apparently allow for coexistence of the three owl species, although Little Owls occurs in lower densities and avoids areas with higher abundance of Tawny Owl. The latter is known to have great environmental plasticity. Although considered a typical forest owl, it can adapt to conditions of near inexistence of woods (Sanchez-Zapata & Calvo 1999, Petty & Saurola 1997). Territories in city parks are also known (Cramp 1985, Galeotti 1990, Ranazzi *et al.* 2000, Zuberogoitia & Torres 1997). There

are reports of Tawny Owls displacing Barn Owls by competition for nest sites in churches and other artificial structures (Zuberogoitia 2002). Avotins (2004) also found several Tawny Owl territories in open agriculture and suburban landscape, which revealed to offer better conditions to the species than territories found in large forests areas. Environmental changes favour opportunistic and flexible species as Tawny Owl, and predation of and competition with other owl species increases with probability of an encounter (Zuberogoitia 2002).

In what the safeguarding of owl diversity is concerned, conservation measures in the SCI of Monfurado should be focussed on the requirements of Barn and Little Owls. The abandonment of extensive pastures is one of the threats identified in the study area. Some of the proposed management guidelines (ICN 2006) recommend specific pasture practices in which bovine cattle is preferably associated to priority grassland habitats. However, further studies are required to understand how cattle permanence affects vegetation structure and how this influences abundance and accessibility of prey for owls. Studies concerning the effect of carnivore mammals are also required, in order to understand whether nest predation or competition for small mammals is influencing the distribution of Little and Barn Owls. Also, studies are needed to understand the effect of health condition of *montados*. Although the abundance of cavities is expected to be higher in areas with ill trees, their effect on the establishment of Barn Owls is not clear. In the study area, nesting and roosting sites of this species are known in artificial structures (e.g. farm houses) but no nest surveys were conducted in forested areas. These results seem to point towards the possible importance of natural cavities for Barn Owls in *montados* dominated by Tawny Owl, despite the highest probability of occupancy of these sites by the latter, given its greater competitive ability. A similar tendency was found by Roque (2003) in a forest area in Center-South Portugal.

5. References

- ADLER, P.B., D.A. RAFF & W.K. LAUENROTH. 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128:465-479.
- BENDELL, R.B. & A.A. AFIFI 1977. Comparison of stopping rules in forward regression. *Journal of the American Statistical Association*. 72: 46-53.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D. A. HILL 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- BRUIJN, O. 1994. Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea* 82(1): 41-109.
- BUNN, D.S., A.B. WARBURTON & R.D.S. WILSON 1982. *The Barn Owl*. T& AD Poyser, Calton.
- CRAMP, S. (Ed.) 1985. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.

- CROOKS, D. R. & M.E. SOULE. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566.
- ERENA. 2004a. *Inventário florestal e cartografia de ocupação do solo da Serra de Monfurado*. Relatório não publicado. CCDRA, Évora.
- ERENA. 2004b. *Caracterização agro-económica dos montados do Sítio da Serra de Monfurado*. Relatório não publicado. CCDRA, Évora.
- EXO, K.M. 1992. Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe. pp 55-63. In: GALBRAITH, C.A., I.R. TAYLOR & S. PERCIVAL (Eds.). *The ecology and conservation of European owls*. Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation No. 5, Peterborough.
- FLEBBE, E.C. 2001. *Análise e Caracterização Ecológica da Rede Hidrográfica do Sítio Monfurado*. Direcção Geral do Ambiente e Ordenamento do Território do Alentejo Report, Évora.
- FONDELL T. & I.J. BALL 2004. Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. *Biological Conservation* 117(2): 203-213.
- FRICKE, K.A. 2006. *Documenting relationships between small mammals, ground-nesting passerine birds, and grazing systems on private rangelands in the Nebraska sandhills*. University. Honors Thesis, University of Nebraska-Lincoln.
- FULLER, M.R. & J.A. MOSHER 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology*. 6: 235-246.
- GÉNOT, J.C. & J.L. WILHELM. 1993. Occupation et utilisation de l'espace par la chouette cheveche, *Athene noctua*, en Bourdure des Vosges du Nord. *Alauda*, 61 (3): 181-194.
- GÉNOT, J.C. & M. JUILLARD 1997. Little Owl. In Hagemeyer, W.J.M. & Blair, M.J. (Eds). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. Pp 408-409. T & AD Poyser. London.
- GÉNOT, J-C. & D. VAN NIEUWENHUYSE 2002. *Athene noctua* Little Owl. *BWP Update* 4(1):35-63.
- GEURRO V.M. & R.A. JOHNSON RA. 1982. Use of the Box-Cox transformation with binary response models. *Biometrika* 69:309-314.
- HAWKINS, C.C. 1998. *Impact of a subsidized exotic predator on native biota: effect of house cats (felis catus) on California birds and rodents*. Ph.D. Dissertation. Texas A&M University.
- HIRONS, G.J.M. 1985. The effects of territorial behaviour on the stability and dispersion of Tawny Owl (*Strix aluco*) populations. *Journal of Zoology, London (B)* 1:21-48.
- HOSMER, D.W. & S. LEMESHOW 1989. *Applied logistic regression*. Wiley Interscience Publication. John Wiley & Sons, New York.
- ICN. 2006. *Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Vol III – Fichas de Sítios da Lista Nacional. URL: www.icn.pt/psrn2000
- JOHNSON D.H. 2005. *Point Counts of Birds: What Are We Estimating?*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149.
- JOHNSON, R.R., B.T. BROWN, L.T. HAIGHT & J.M. SIMPSON 1981. Playback recordings as a special avian censuring technique. in RALPH, C. J., & J.M. SCOTT (Eds.). Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* 6: 68-75.

- MANEL, S., H.C. WILLIAMS & S.J. ORMEROD. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921-931.
- MIKKOLA, H. 1983. *Owls of Europe*. T& AD Poyser, Calton.
- MIRA, A. 2004. *Sítio de Monfurado, conservação e valorização do património natural (2ª fase) – Estudos de Fauna*. 4º Relatório de Progresso. Universidade de Évora, Évora.
- PAIS M.C., M.P. BASTO, R. CANGARATO, S.E. COELHO, J.P. FERREIRA, C. JANEIRO, J.T. MARQUES, N.M. PEDROSO, R. ALCAZAR, P.E. CARDOSO, R.F. LOURENÇO, S.C. PEREIRA, I. MELO, C. SÉRGIO & M.J. PINTO. 2000. *Corredores Ecológicos Serra Morena/Serras Algarvias: a importância do troço Beliche-Pomarão*. Relatório não publicado CEAI/RNSCMVRS/ UE-ODIANA/CCRAIgarve. Évora.
- PEREZ-OLEA, A.P. 1997. Mochuelo Común. In PURROY, F.J. (Ed). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Pp 260-261. Lynx editions, Barcelona.
- PETTY, S.J. & A.J. PEACE. 1992. Productivity and density of Tawny Owls *Strix aluco* in relation to the structure of a spruce forest in Britain. In GALBRAITH, C.A., I.R. TAYLOR, S. PERCIVAL & S.M. DAVIES (Eds). *The ecology and conservation of European Owls*. Pp 76-83. UK Nature.
- PINTO-CORREIA, T.P. & J. MASCARENHAS. 1999. Contribution to the extensification/ intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* 46 (1-3) 125-131.
- RANAZZI, L., A. MANGANARO, R. RANAZZI & L. SALVATI. 2000. Woodland cover and Tawny Owl *Strix aluco* density in a Mediterranean urban area. *Biota* 1(2):83-92.
- ROCHE, J.C. 1990. *Tous les oiseaux d'Europe. CD 3 – Des Coucous aux Hypolaïs*. Sittelle.
- RODRIGUEZ-RAMO, E. & M. GARCIA-ROMAN. 1988. Los escarabeidos coprofagos de la provincia de Caceres (España): Scarabaeni, Coprini, Onitini Y Oniticellini (Col. Scarabaeidae). *Boletim da Sociedade Portuguesa de Entomologia* 94(III-24):1-28.
- ROQUE, I., J.E. RABAÇA & R. TOMÉ. 2007. Influence of built-up areas and vegetation structure of a *montado* ecosystem in the distribution and abundance of an owl guild. In ROQUE, I. Conservation of Nocturnal Raptors (Strigiformes) in mediterranean oak woodland ecosystems: an application to the Site of Community Interest of Monfurado (Natura 2000 Network, Portugal). Master Thesis, University of Évora.
- RUFINO, R. (Coord.) 1989. *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental*. CEMPA. SNPRCN, Lisboa.
- SANCHEZ-ZAPATA, J.A. & J.F. CALVO, J.F. 1999. Rocks and trees: habitat response of Tawny Owls *Strix aluco* in semiarid landscapes. *Ornis Fennica*, 76:79-87.
- SANTOS, S.M.L. 1998. *Rapinas nocturnas (Aves, Strigiformes do Parque Natural da Serra de São Mamede*. Unpublished report. FCUL, Lisboa.
- SEO/Birdlife. 1999. *Seguimiento de aves nocturnas en España. Programa Noctua. Informe 1998*. SEO/Birdlife, Madrid.
- SHIYOMI, M., T. AKIYAMA & S. TAKAHASHI. 1983. A spatial pattern model of plant biomass in grazing pasture. *Journal of Japan Grassland Science* 28:373-382.

- SOKAL, R. & F. ROLPH 1995. *Biometry*. Freeman, New York.
- SOUTHERN, H.N. 1970. The natural control of a population of tawny owls (*Strix aluco*). *Journal of Zoology, London* 162: 197-285.
- SULLIVAN, T.P. & D.S. SULLIVAN. 1980. The use of weasels for natural control of mouse and vole populations in a coastal coniferous forest. *Oecologia* 41(1): 125-129.
- TABACHNIK, B.G. & L.S. FIDEL. 1996. *Using multivariate statistics*. 3rd ed. Harper Collins Publishers Inc., New York.
- TAYLOR I. 1994. *Barn Owls: predator-prey relationships and conservation*. University Press, Cambridge.
- TOME, R., BLOISE, C. & KORPIMÄKI, E. 2004. Nest-site selection and nesting success of little owls (*Athene noctua*) in Mediterranean woodland and open habitats. *Journal of Raptor Research* 38(1): 35-46.
- TOMÉ, R., CATRY, P., BLOISE, C. AND KORPIMÄKI, E. *In press*. Breeding density and success, and diet composition of little owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. *Ornis Fennica*.
- TOMÉ, R. & T. SILVA 1994. Métodos de censo de aves nocturnas. pp. 23-30. in Almeida J. & R. Rufino (Eds.). *Métodos de censos e atlas de aves*. SPEA, Lisboa.
- TUCKER, G.M. & M.F. HEATH. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Bird Life International. Bird life Conservation Series 3, Cambridge.
- VAN VIEUWENHUYSE, D., M. LEYSEN & K. STEENHOUT. 2001. *Habitat preference of Little Owl in Flanders*. Conservation of the Little Owl, 2nd International Little Owl Symposium. Geraardsbergen, Belgium.
- VILLAMIL M.B., N.M. AMIOTTI & N. PEINEMANN. 2001. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern caldenal area of Argentina. *Soil Science* 166(7):441-452.
- WWF MEDITERRANEAN PROGRAM. 2006. *Cork screwed? Environmental and economic impacts of the cork stoppers market*. WWF Report. Mediterranean Program Office, Rome.
- ZAR, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International Inc., New Jersey.
- ZUBEROGITIA, I. 2002 *Ecoetología de las Rapaces Nocturnas de Bizkaia*. Phd Thesis. Universidad del País Vasco, Leioa.
- ZUBEROGITIA, I. & L.F. CAMPOS. 1997. Intensive census of nocturnal raptors in Biscay. *MUNIBE Ciencias Naturales* 49 :117-127.

5. Considerações finais

A comunidade de aves de rapina nocturnas (Strigiformes) do Sítio de Interesse Comunitário (SIC) de Monfurado é caracterizada pela presença de Coruja-das-torres, Mocho-galego e Coruja-do-mato. A última espécie é claramente a mais abundante e ubiquista, parecendo estar bem adaptada à variabilidade estrutural e funcional dos montados locais. A espécie menos abundante desta comunidade é o Mocho-galego. Apesar de terem sido obtidos poucos registos de Coruja-das-torres através de pontos de escuta, a prospecção complementar de potenciais poisos e locais de nidificação veio a revelar que esta espécie apresenta uma distribuição mais alargada na área de estudo. Constrangimentos decorrentes do comportamento vocal da espécie terão estado na origem da classificação de falsas ausências em 16,6% dos casos.

Os resultados deste estudo sugerem a existência de alguma sobreposição entre as áreas ocupadas por Coruja-das-torres e a Coruja-do-mato. Relativamente à sobreposição dos territórios de Mocho-galego, o resultado depende da escala da análise. Uma vez que esta espécie apresenta menores áreas vitais, a discriminação dos registos considerando a localização individual (1º artigo) ou o ponto de escuta (2º artigo) reflecte-se, respectivamente, numa diluição ou numa acentuação das sobreposições. No entanto, ambas as abordagens revelam que o Mocho-galego evita áreas ocupadas por Coruja-do-mato.

No SIC de Monfurado, a Coruja-do-mato ocupa áreas com montados densos e com grande extensão de orlas, associados a habitats com pouca perturbação, nomeadamente galerias ripícolas. Em oposição, a Coruja-das-torres e o Mocho-galego surgem associados a áreas marcadas pela presença humana, mais próximas de povoações e apresentando um certo nível de persistência de pastoreio bovino mas, simultaneamente, com baixa riqueza específica de mamíferos carnívoros. O Mocho-galego está particularmente associado a áreas abertas, enquanto que a Coruja-das-torres parece apresentar alguma preferência por montados em mau estado sanitário. Da informação decorrente deste estudo, resultam as seguintes propostas de gestão para o SIC de Monfurado:

- a) Promover acções de sensibilização da população humana para a importância ecológica das aves de rapina nocturnas.
- b) Divulgar e promover a utilização da Coruja-das-torres e do Mocho-galego enquanto auxiliares em práticas de agricultura biológica, através da instalação de caixas-ninho junto das povoações.
- c) Promover as áreas de pastagem associadas ao pastoreio por bovinos.

- d) Conservar manchas de montado abertas, principalmente junto às povoações, mantendo um subcoberto diversificado (disponibilizar áreas com e sem cobertura arbustiva).
- e) Manter árvores mortas ou árvores velhas com cavidades no montado
- f) Condicionar a utilização agrícola das margens das ribeiras e promover a regeneração natural.

Integrando a informação obtida neste estudo com os factores de ameaça descritos para o SIC de Monfurado no Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (ICN 2006), apresentamos em anexo o quadro-síntese das principais orientações de gestão agro-pastorícia e silvícola que, apesar de direccionadas para determinadas espécies e habitats, poderão ter repercussões importantes na comunidade de aves de rapina nocturnas (Anexo 3).

Os resultados deste estudo sugerem ainda a importância da realização de estudos que permitam clarificar a relação entre as aves de rapina nocturnas e as seguintes variáveis ambientais:

- i) Tempo de permanência do gado bovino nas parcelas, repercussões na heterogeneidade espacial da vegetação e respectivas consequências na abundância, diversidade e/ou disponibilidade de presas;
- ii) Riqueza específica de mamíferos carnívoros, possíveis efeitos de predação e/ou competição;
- iii) Estado sanitário dos montados, relação com disponibilidade de cavidades e sua utilização pela Coruja-das-torres.

6. Referências bibliográficas

- ÁLVARO, M.C. 2002. *Ecologia e Conservação da Coruja-das-torres (Tyto alba Scopoli, 1769) no Nordeste Algarvio e Sudeste Alentejano*. Relatório não publicado. FCUL, Lisboa.
- BARBOSA, J.P. & N.S. LOUREIRO. 1985. Alimentação de rapinas nocturnas e inventariação de micromamíferos. *Estudos e Relatórios do GUEA* 4: 1-45.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D. A. HILL 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- BIRDLIFE. 2004. *Birds in the European Union: a status assessment*. BirdLife International. Wageningen, The Netherlands.
- BLOISE, C.P. 1999. *O Mocho-galego (Athene noctua) em dois tipos de habitat mediterrânicos: efeito de variáveis ambientais sobre as populações e selecção de locais de nidificação*. Relatório não publicado. FCUL, Lisboa.
- BRAZIL, M.A. & C.R. SHAWYER 1992. *The Barn Owl: the farmer's friend needs a helping hand*. The Hawk and Owl Trust, London.
- BREWER, R. 1988. *The science of Ecology*. Saunders College Publ., Philadelphia.
- BUNN, D.S., A.B. WARBURTON & R.D.S. WILSON 1982. *The Barn Owl*. T& AD Poyser, Calton.
- CABRAL M.J., C.P. MAGALHÃES, M.E. OLIVEIRA & C. ROMÃO (Coords.). 1990. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Vol. 1. SNPRCN, Lisboa.
- CABRAL M.J. (COORD.), J. ALMEIDA, P.R. ALMEIDA, T. DELLINGER, N. FERRAND DE ALMEIDA, M.E. OLIVEIRA, J.M. PALMEIRIM, A.I. QUEIROZ, L. ROGADO & M. SANTOS-REIS. 2005. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- CARVALHOSA, A. & A.M. CARVALHO. 1969. *Carta geológica de Portugal na escala 1/50000*. Notícia explicativa da folha 40-A. Serviços Geológicos de Portugal. Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos, Lisboa.
- CARVALHOSA, A. & G. ZBYSZEWSKI. 1994. *Carta Geológica de Portugal na escala 1/50000*. Notícia explicativa da folha 35-D. Serviços Geológicos de Portugal. Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos, Lisboa.
- CHUMBINHO, A.C. 1999. *Uso do espaço e comportamento de caça do Mocho-galego (Athene noctua) em habitats mediterrânicos*. Relatório não publicado. FCUL, Lisboa.
- COLVIN, B.A. 1984. Common Barn Owl population decline in Ohio and the Relationship to Agricultural trends. *Journal of Field Ornithology* 56: 224-235.
- COSTA, J.C., C. AGUIAR, J.H. CAPELO, M. LOUSÃ & C. NETO. 1998. Biogeografia de Portugal continental. *Quercetea* 0: 5-56.
- CRAMP, S. (Ed.) 1985. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. 1998. *The complete birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press CD-Rom.
- CRUZ, R. 2001. *Estudo da ecologia alimentar da coruja-das-torres (Tyto alba) na área do Parque Natural do Douro Internacional*. Relatório não publicado. Instituto Politécnico de Castelo Branco. Escola Superior Agrária, Castelo Branco.

- ELIAS, G.L., L.M. REINO, T. SILVA, R. TOMÉ & P. GERALDES (Coords.) 1998. *Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo*. SPEA, Lisboa.
- ERENA. 2004a. *Inventário florestal e cartografia de ocupação do solo da Serra de Monfurado*. Relatório não publicado. CCDRA, Évora.
- ERENA. 2004b. *Caracterização agro-económica dos montados do Sítio da Serra de Monfurado*. Relatório não publicado. CCDRA, Évora.
- EXO, K.M. 1992. Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe. pp 55-63. In: GALBRAITH, C.A., I.R. TAYLOR & S. PERCIVAL (Eds.). *The ecology and conservation of European owls*. Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation No. 5, Peterborough.
- FERNANDES, C. 1991. *Alguns aspectos da biologia da coruja-das-torres (Tyto alba) na região de Aveiro*. Relatório não publicado. Universidade de Aveiro.
- FERREIRA, J.C. (Coord.). 1999. *Manual de agricultura biológica: fertilização e protecção das plantas para uma agricultura sustentável*. AGROBIO, Lisboa.
- FLEBBE, E.C. 2001. *Análise e Caracterização Ecológica da Rede Hidrográfica do Sítio Monfurado*. Relatório da Direcção Geral do Ambiente e Ordenamento do Território do Alentejo, Évora.
- FULLER, M.R. & J.A. MOSHER. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology*. 6: 235-246.
- GÉNOT, J.C. & D. NIEUWENHUYSE. 2002. The little owl *Athene noctua*. *BWP Update* 4, 1: 35-63.
- HAGEMEIJER, W.J.M. & M.J. BLAIR. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds – their distribution and abundance*. T & AD Poyser, London.
- ICN. 2006. Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Vol III – Fichas de Sítios da Lista Nacional. URL: www.icn.pt/psrn2000
- LOURENÇO, R.F. 2000. *Distribuição, situação populacional e ecologia trófica do Bufo-real (Bubo bubo Linnaeus, 1758) no Nordeste Algarvio*. Relatório não publicado. FCUL, Lisboa.
- LOURENÇO, R.F., M.P. BASTO, R. CANGARATO, M.C. ÁLVARO, V.A. OLIVEIRA, S. COELHO & M.C. PAIS. 2002. The Owl (Order Strigiformes) Assemblage in the North-eastern Algarve. *Airo* 12: 25-33.
- LWANW. 1985. *Bewertung des oekologischen Zustandes von Fliesgewässern*. Richtlinien fuer naturnahen Ausbau und Unterhaltung. Selbst Verlag.
- MADUREIRA, M.L. 1979. Contribuição para o conhecimento da alimentação de *Tyto alba* Scop. no Centro de Portugal. *Arquivos do Museu Bocage (2ª Série)* 2(21): 343-360.
- MAGALHÃES, C.M.P. 1971. *Sobre os hábitos alimentares de Tyto alba (Scop.) – Coruja-das-torres – na Tapada de Mafra*. Secretaria de Estado da Agricultura. Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas.
- MARTÍ, R. & J.C. MORAL (Eds.). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. SEO/BirdLife, Madrid.
- MIKKOLA, H. 1983. *Owls of Europe*. T& AD Poyser, Calton.
- MIRA, A. 2003. *Serra de Monfurado, conservação e valorização do património natural (2ª fase) – Estudos de Fauna*. 1º Relatório de Progresso. Universidade de Évora, Évora.

- MUNTANER, J. & J. MAYOL (Eds.). 1994. *Biología y conservación de las rapaces Mediterráneas*. Actas del VI Congreso de Biología y Conservation de las Rapaces Mediterráneas. SEO/BirdLife Monografía n.º4, Palma de Mallorca.
- NEWTON, I. & I. WHYLLY. 1992. Effects of new rodenticides on owls, pp. 49-54 *In*: GALBRAITH, C.A., I.R. TAYLOR & S. PERCIVAL (Eds.). *The ecology and conservation of European owls*. Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation No. 5, Peterborough.
- NEWTON, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Poyser, Berkhamsted.
- PINHEIRO, A., N. ONOFRE & C. CARRAPATO. 2003. *Primeira abordagem à selecção de habitat pelo Bufo-real (Bubo bubo) na área de regolho de Alqueva*. Actas do IV Congresso de Ornitologia da SPEA e II Jornadas Ibéricas de Ornitologia, p. 53, Aveiro.
- PURROY, F.J (Coord.). 1997. *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife, Madrid.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. *Memória del Mapa de Series de Vegetación de España*. 1/400000. ICONA, Madrid.
- ROCHE, J.C. 1990. *Tous les oiseaux d'Europe*. CD 3 – *Des Coucous aux Hypolaïs*. Sittelle.
- ROQUE, I. 2003. *A população de Coruja-das-torres Tyto alba (Scopoli 1769) no concelho de Coruche: abundância e distribuição, selecção de habitat, biologia de reprodução, alimentação e mortalidade*. Relatório não publicado. Universidade de Évora, Évora.
- RUFINO, R. (Coord.) 1989. *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental*. CEMPA. SNPRCN, Lisboa.
- RUFINO, R. 2000. *Lista de espécies (Aves) que ocorrem em Portugal*. Sistema de linformação do Património Natural. ICN/CEMPA. URL: <http://www.icn.pt/sipnat/sipnat231.html>.
- SAEZ-ROYUELA, R. 1980. *La Guía de INCAFO de las Aves de la Península Ibérica*. INCAFO, Madrid.
- SANTOS, S.M.L. 1998. *Rapinas nocturnas (Aves, Strigiformes do Parque Natural da Serra de São Mamede*. Relatório publicado. FCUL, Lisboa.
- SEO/BIRDLIFE. 2000. *Seguimiento de Aves Nocturnas en España*. Programa NOCTUA. Informe 1999. SEO/BirdLife, Madrid.
- SHAWYER, C. 1987. *The Barn Owl in the British Isles: its past, present and future*. The Hawk and Owl Trust.
- SHEFFIELD, S.R. 1997. *Owls as biomonitors of environmental contamination*. Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere - Second International Symposium. USDA Forest Service General Technical Report NC-190, Canada.
- SHIVER, B. & B. BORDERS. 1996. *Sampling techniques for forest resource inventory*. John Wiley & Sons.
- SIEGEL, S. & N.J. CASTELLAN 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill International Editions. Singapore. 391 pp.
- SMN. 1991. O clima de Portugal: 1951-1980. Normal Climatológica.
- TAKATS, L.D.L., C.M. FRANCIS, G.L. HOLROYD, J.R. DUNCAN, K.M. MAZUR, R.J. CANNINGS, W. HARRIS, D. HOLT. 2001. *Guidelines for nocturnal owl monitoring in North America*. Beaverhill Bird Observatory and Bird Studies Canada, Edmonton, Alberta. 32 pp.

ANEXO 1

Ficha de campo



Censos - Nocturnas

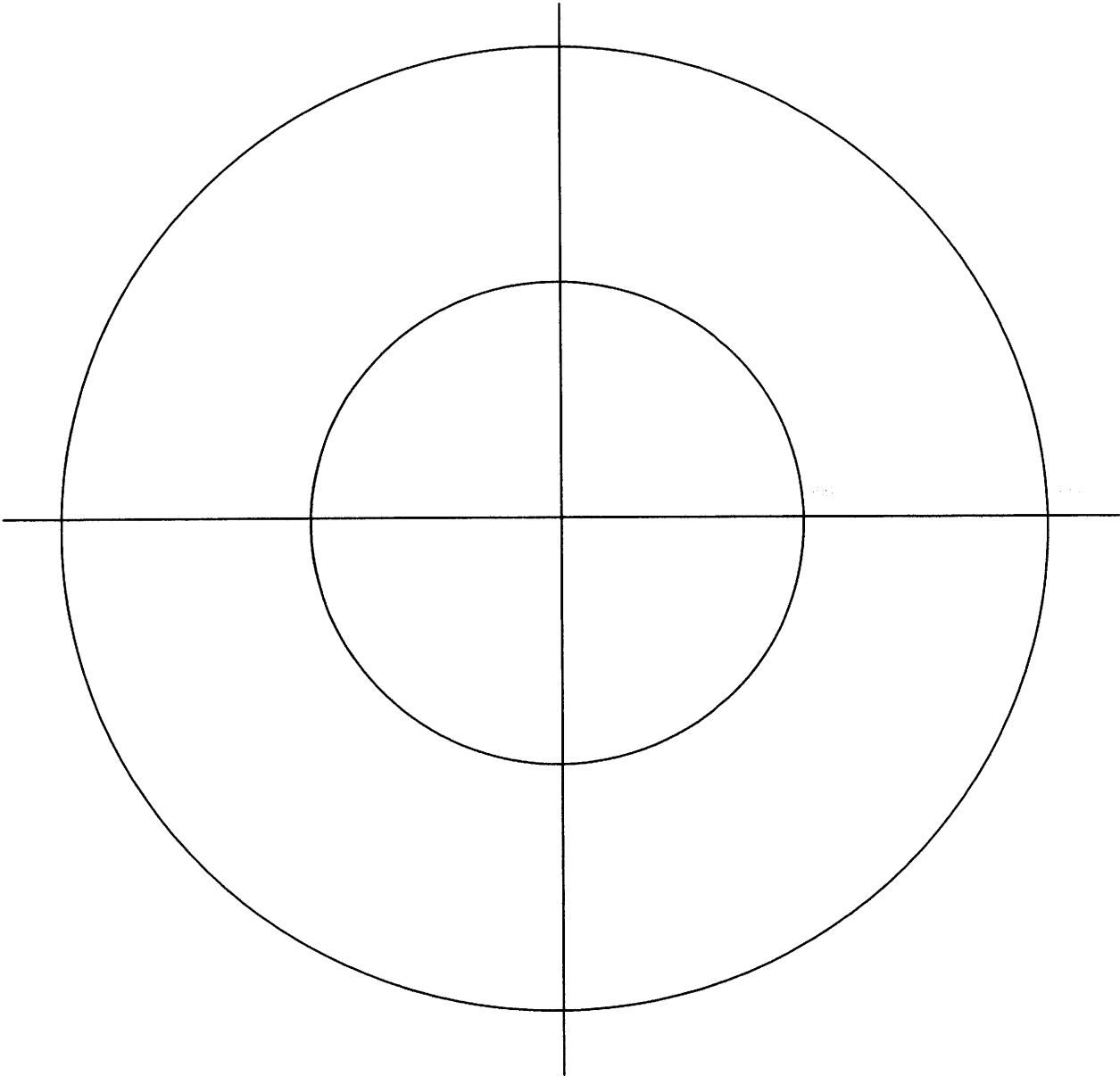
2004 / ____ / ____ Ponto: _____
Início: ____ : ____ h Assistente: _____

Notas: _____

Vento	1	2	3	4
Nebulosidade	1	2	3	
Luminosidade	1	2	3	
Nível de ruído	1	2	3	4

Temperatura:°C

					Distância (m)																				
Ind	Espécie	Sexo	Direção		0	25	50	100	+	Athene noctua				Tyto alba				Strix aluco							
1																									
2																									
3																									
4																									
5																									
6																									
7																									
8																									
9																									
10																									



ANEXO 2

**Protocolo de quantificação das variáveis ambientais
(vento, nebulosidade, luminosidade e ruído),
adaptado de Takats *et al.* 2001.**

Censos - Nocturnas

Vento	Escala de Beaufort	Velocidade (km/h)	Indicadores da velocidade
1	0-1	0-5	Fumo vertical ou na direcção do vento
2	2	6-12	Sente-se na face, folhas movem-se
3	3	13-19	Folhas e ervas em constante movimento
4	4	20-29	Levantamento de poeiras, pequenos ramos em movimento

Nebulosidade	Descrição	Cobertura (%)
1	Céu limpo/pouco nublado	0-30
2	Céu moderadamente nublado	30-70
3	Céu muito nublado	70-100

Luminosidade	Descrição
1	Lua nova/lua encoberta
2	Quarto crescente/quarto minguante
3	<i>Lua cheia</i>

Nível de ruído	Descrição
1	Silêncio
2	Barulho que não distrai
3	Barulho significativo (que pode reduzir a probabilidade de detecção das respostas)
4	Barulho muito significativo constante

ANEXO 3

**Tabela-síntese das principais orientações de gestão
(agro-pastorícia e silvicultura) propostas para o Sítio de
Monfurado no Plano Sectorial da Rede Natura 2000 com
efeito na comunidade de Strigiformes**

Quadro 1. Síntese das principais orientações de gestão (agro-pastorícia e silvicultura) propostas para o Sítio de Monfurado no Plano Sectorial da Rede Natura 2000 com efeito na comunidade de Strigiformes, de acordo com os resultados do presente estudo, com indicação dos habitats e espécies-alvo das orientações específicas, bem como das espécies de Strigiformes indirectamente beneficiadas. **CT** – Coruja-das-torres, **MG** – Mocho-galego, **CM** – Coruja-do-mato.

Orientação de gestão	Descrição	Habitats	Espécies	CT	MG	CM
1. Agricultura e pastorícia						
1.1. Adoptar práticas de pastoreio específicas	Manter o uso ganadeiro, sem intensificação pecuária nem a utilização de espécies forrageiras de prolongada persistência. Estas pastagens devem associar-se a bovinos e em menor grau a ovinos, promover a conversão de parcelas actualmente afectas à exploração agrícola.	3170* 3270 5330 6310 6430 91B0	<i>Microtus cabreræ</i> , <i>Hyacinthoides vicentina</i> , <i>Euphydrys aurinia</i> , <i>Mauremys leprosa</i>	X	X	
1.2. Manter as práticas de pastoreio extensivo		3280 4030 6220* 6310	<i>Lynx pardinus</i> , <i>Barbastella barbastellus</i> , <i>Miniopterus schreibersi</i> , <i>Myotis bechsteinii</i> , <i>Myotis myotis</i> , <i>Rhinolophus euryale</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i> , <i>Rhinolophus mehelyi</i>	X	X	
1.3. Assegurar mosaico de habitats	Assegurar áreas mais abertas, de prados e pastagens, alternadas com zonas não cortadas/abandonadas recentemente), matagais e bosques mediterrânicos, intercalados com áreas abertas de pastos e zonas agrícolas). Intercalar vegetação alta e rasteira, com arbustos espinhosos. Zonas de pastoreio e áreas agrícolas extensivas, em associação com diferentes classes sucessionais de floresta, com abundante estrato herbáceo, bosquetes, sebes e matos, intercalados com zonas mais abertas de pastagens e zonas agrícolas.		<i>Euphydrys aurini</i> , <i>Lynx pardinus</i> <i>Microtus cabreræ</i> , <i>Barbastella barbastellus</i> , <i>Miniopterus schreibersi</i> , <i>Myotis bechsteinii</i> , <i>Myotis myotis</i> , <i>Rhinolophus euryale</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i> , <i>Rhinolophus mehelyi</i>	X	X	X

Orientação de gestão	Descrição	Habitats	Espécies	CT	MG	CM
1.4. Conservar/promover sebes, bosquetes e arbustos	Em áreas mais abertas, com o objetivo de criar locais de refúgio e reprodução. Promover a manutenção/criação de sebes e bordaduras de vegetação natural na periferia das zonas húmidas).		<i>Euphydryas aurinia</i> , <i>Microtus cabreræ</i> , <i>Barbastella barbastellus</i> , <i>Miniopterus schreibersi</i> , <i>Myotis bechsteinii</i> , <i>Myotis myotis</i> , <i>Rhinolophus euryale</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i> , <i>Rhinolophus mehelyi</i> <i>Lutra lutra</i>	X	X	X
1.5. Manter/melhorar ou promover manchas de montado aberto			<i>Microtus cabreræ</i> , <i>Miniopterus schreibersi</i> , <i>Myotis myotis</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i>	X	X	
1.6. Condicionar o uso de agro-químicos/adaptar técnicas alternativas	Evitar utilização de herbicidas nas pastagens, por precaução, devem ser mantidos os níveis estritamente indispensáveis considerando o efeito cumulativo de estrumes devido à permanência do gado		<i>Euphydryas aurinia</i> , <i>Barbastella barbastellus</i> , <i>Miniopterus schreibersi</i> , <i>Myotis bechsteinii</i> , <i>Myotis myotis</i> , <i>Rhinolophus euryale</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i> , <i>Rhinolophus mehelyi</i> , <i>Hyacinthoides vicentina</i>	X	X	
2. Silvicultura						
2.1. Conservar/recuperar povoamentos florestais autóctones	Manter um subcoberto diversificado.		<i>Euphydryas aurinia</i> , <i>Lynx pardinus</i> , <i>Barbastella barbastellus</i> , <i>Miniopterus schreibersi</i> , <i>Myotis bechsteinii</i> , <i>Myotis myotis</i> , <i>Rhinolophus euryale</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i> , <i>Rhinolophus mehelyi</i>	X	X	X
2.2. Conservar/recuperar vegetação dos estratos herbáceo e arbustivo	Manter elevados níveis de naturalidade no subcoberto de povoamentos ripícolas.		<i>Euphydryas aurinia</i> , <i>Lynx pardinus</i> , <i>Microtus cabreræ</i> , <i>Barbastella barbastellus</i> , <i>Miniopterus schreibersi</i> , <i>Myotis bechsteinii</i> , <i>Myotis myotis</i> , <i>Rhinolophus euryale</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i> , <i>Rhinolophus mehelyi</i> , <i>Salix salicifolia</i> ssp. <i>australis</i>	X	X	X

Orientação de gestão	Descrição	Habitats	Espécies	CT	MG	CM
2.3. Promover áreas de matagal mediterrânico		9330 9340	<i>Lynx pardinus</i> , <i>Rhinolophus euryale</i> , <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rhinolophus hipposideros</i> , <i>Rhinolophus mehelyi</i>	X	X	X
2.4. Manter árvores mortas ou árvores velhas com cavidades			<i>Barbastella barbastellus</i> , <i>Myotis bechsteinii</i>	X		
2.5. Adotar práticas silvícolas específicas	Condicionar operações de desmatamento.	6310 91B0 91E0* 9230 9240 92A0 9330 9340 5330		X	X	X
2.6. Promover a regeneração natural				X	X	X