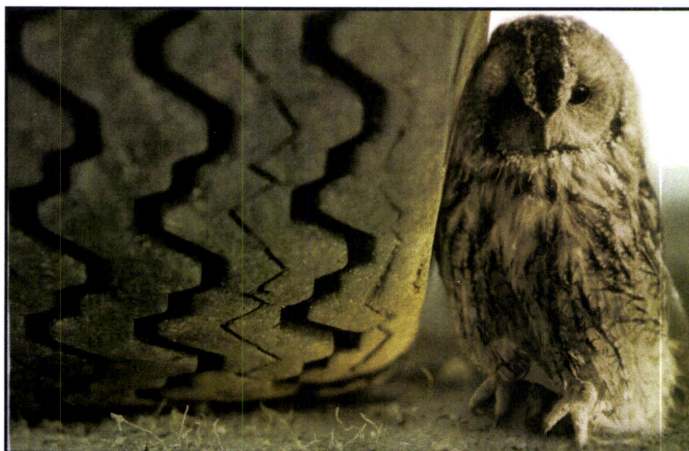


As Rodovias e as Aves de Rapina Nocturnas
Relação entre a Densidade, o Habitat e a Mortalidade



Nome: **Clara Isabel Correia da Silva**

**Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre
em
Biologia da Conservação**

Orientadores: **Professor António Mira e Professor João Rabaça**

**Universidade de Évora
2009**

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri.

***As Rodovias e as Aves de Rapina Nocturnas
Relação entre a Densidade, o Habitat e a Mortalidade***

Nome: **Clara Isabel Correia da Silva**

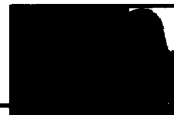
**Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre
em
Biologia da Conservação**



Orientadores: **Professor António Mira e Professor João Rabaça**

**Universidade de Évora
2009**

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri.



"Owls face many natural hazards anyway, but piled on top of these are the growing perils of living in an environment increasingly modified by man"

Tarboton & Erasmus

***As Rodovias e as Aves de Rapina Nocturnas.
Relação entre a Densidade, o Habitat e a Mortalidade***

Índice

Resumo	2
Abstract	4
1. Introdução	5
2. As Estradas e a Biologia da Conservação	8
3. As Estradas e as Aves de Rapina Nocturnas	16
4. As Aves de Rapina Nocturnas em Portugal Continental	23
5. Objectivos	38
6. Área de Estudo	38
7. Metodologias	40
7.1. Distribuição e Densidade de Rapinas Nocturnas	40
7.1.1. Pontos de Escuta – Sessões recorrendo ao uso de <i>playbacks</i>	43
7.2. Procura de Ninhos	45
7.3. Monitorização da Mortalidade	45
8. Resultados e Discussão	46
8.1. Resultados Gerais – Pontos Escuta e Distribuição	46
8.1.1. Pontos de Escuta	46
8.1.2. Mapas de Distribuição das Espécies em Estudo	51
8.1.3. Procura de Ninhos	55
8.2. Roads can reduce owl species density – a case study on an owl assemblage in Southern Portugal	56
8.3. Mortalidade nas Estradas	77
8.3.1. Resultados	77
8.3.2. Discussão	81
9. Considerações Finais	84
10. Referências Bibliográficas	89



***As Rodovias e as Aves de Rapina Nocturnas.
Relação entre a Densidade, o Habitat e a Mortalidade***


Resumo

As estradas e tráfego inerente surgem como a criação antrópica mais conspícua e penetrante na paisagem natural, sendo considerados os principais agentes causadores de fragmentação e destruição de habitats, assim como representam um obstáculo físico sem precedentes, limitando as relações directas entre os indivíduos, por diminuição da frequência de dispersão e aumento da mortalidade por atropelamento, impedindo o fluxo natural de genes e suscitando o aumento de fenómenos de inbreeding e perda de heterozigotia.

Todos os impactes deletérios associados às rodovias são claramente perceptíveis em vertebrados, onde as aves de rapinas nocturnas não são excepção. Uma vez que estas rapaces beneficiam das suas bermas e orlas, como locais de poiso, nidificação ou como corredores de dispersão através da paisagem, são frequentemente vítimas de mortalidade por atropelamento em estradas, sendo esta problemática considerada actualmente uma das mais recentes e importantes formas de mortalidade não natural em rapinas nocturnas e vinculada como um dos maiores problemas de conservação que afecta este grupo. Não obstante, esse mútuo efeito de atracção/repulsa das estradas a estas rapaces, as rodovias criam uma barreira específica que limita a dinâmica, comportamento e densidade populacional das espécies residentes, reconhecendo-se que o isolamento daí resultante, pode comprometer a viabilidade populacional a longo prazo, podendo mesmo conduzir a altos riscos de extinção das populações locais devido a efeitos estocásticos.

Mediante esta problemática, este trabalho debruçou-se sobre um único objectivo principal: a avaliação do impacte das rodovias e do tráfego, na densidade das aves de rapina nocturnas.

Este estudo foi efectuado na região Alentejana, abrangendo uma área de cariz tipicamente mediterrânico, delimitada pelas localidades de Montemor-o-Novo, Arraiolos e Évora, sendo seccionada por 143 quilómetros de estradas, divididas em auto-estrada, rodovias com elevada e reduzida densidade de tráfego.



A monitorização das rapinas nocturnas foi conduzida em dois anos amostrais (2005 e 2007), tendo sido focalizada sobretudo em duas espécies de Strigiformes, a Coruja-do-mato *Strix aluco* e o Mocho-galego *Athene noctua*, recorrendo ao uso de *playbacks* com reprodução de vocalizações de indivíduos conspecíficos. Foram usadas 32 variáveis explicativas integradas em três grandes grupos: variáveis de estrada, métricas da paisagem, uso do solo, tendo sido analiticamente testadas, recorrendo à aplicação de Modelos Lineares Generalizados.

Os principais resultados obtidos demonstram que as variáveis de estrada, aliadas à densidade de tráfego e ruído inerente à sua circulação, são provavelmente, responsáveis por um comportamento de repulsa das espécies de aves de rapina nocturnas em estudo, apresentando estas densidades mais elevadas longe de áreas antropicamente perturbadas e portanto de menor qualidade que se encontram adjacentes às rodovias. Todavia a presença de habitat favorável a estas rapaces é provavelmente o descritor com maior poder estatístico no que concerne à sua distribuição e densidade, sendo os montados densos e a presença de zonas agrícolas de sequeiro, positivamente correlacionadas, respectivamente com a densidade de casais reprodutores de Coruja-do-mato e Mocho-galego.

Mediante a observação dos resultados será veemente a aplicação de medidas de mitigação específicas, que fundamentalmente considerem o afastamento dos efectivos populacionais longe das estradas e tráfego, conservando e assegurando as características estruturais, requisitos e qualidade dos habitats, de modo a incrementar e garantir a viabilidade e densidade das populações, fidelizando a territorialidade e permanência destas aves nestas áreas. Adicionalmente deverá investir-se na conectividade das manchas de paisagem fragmentada pelas rodovias, criando opções de conservação estratégicas, em zonas ecologicamente mais sensíveis, que não somente minimizem o efeito de repulsa reconhecido nestas aves, mas também os níveis de mortalidade por atropelamento, tornando os ecossistemas mais funcionais para a sobrevivência destas rapaces.



***Roads and Owls.
Relations between Density, Habitat and Mortality***

Abstract

Roads and traffic are the most conspicuous and pervasive human creation, being the great responsible for fragmentation and habitats destruction, reducing animal movement through landscape, which implies decrease of gene flow and loss of variability that can fragmented populations, thus reducing their sizes and densities.


All deleterious impacts associated with roads are clearly visible in vertebrates, where owls aren't exception, being frequent victims of road mortality, since they can use roadside habitats and edges for hunting, nesting or dispersal corridors through the landscape, being nowadays one of the most recent and important causes of non-natural mortality in owls and has been recognized as one of the largest conservation problems affecting this group.

However, the attractive and avoidance effect of roads and his edges on owls creates a barrier effect that limits dynamics, behaviour and breeding density of resident species, recognizing that possible isolation, could compromise populations survival, make them more vulnerable to high risks of local extinction due to stochastic effects.

Despite that, several authors suggest that owls use roads to hunt, as marginal habitats, or for navigation corridors through the landscape

In this context, the major aim's of this study was to verify if there are negative effects of roads on the density of owls, considering traffic as an influencing factor. This study was conducted in Alentejo, covering a typical Mediterranean area, including three main localities Montemor-o-Novo, Évora and Arraiolos, being sectioned by 143 km of roads, including highway, roads with high traffic density, and the remaining with low traffic density.

The owl census was conducted in two sampling years (2005 and 2007) and was focused mainly on Little owl *Athene noctua* and Tawny Owl *Strix aluco* species, using the playback technique, with conspecific calls. We used 32 explanatory variables, mainly included in three groups: road variables, landscape metrics and land use, having been analytically tested, with application of Generalised Linear Models.



The main results show that noisy roads with high traffic density are probably the most responsible for the avoidance behaviour of owls, under the study area, showing density depression near high anthropogenic disturbed areas adjacent to roads.

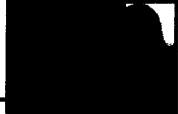
However the presence of habitat quality to these birds is probably the descriptor with greater statistical power, considering its distribution and density, with the dense oak woodland and croplands and arable lands, positively correlated, respectively with Tawny owl and Little owl density.

In consequence, the great conservation effort should be done in order to keep breeding populations away from roads and traffic, ensuring the structural features, requirements and quality of its habitats in order to enhance and ensure the viability and density of owl's populations in these areas. In addition, it is important to invest in connectivity between roadside fragmented patches, creating strategic conservation options, in sensitive areas, which minimize the avoidance effect, recognized in owls, but also road-kill levels, making ecosystems more functional to survival of these top predators.

1. Introdução

A conservação da natureza tornou-se indispensável para manter o equilíbrio ecológico vital e assegurar extensivamente a manutenção da diversidade global. Neste contexto e com o conhecimento de que o futuro das espécies ameaçadas se tornará cada vez mais precário e incerto, a necessidade de reconhecer as suas exigências ecológicas bem como o seu estatuto e tendências populacionais, será veemente para a elaboração de medidas de gestão e conservação mais fidedignas e concretizáveis (Meffe & Carroll 1997, Martínez *et al.* 2003, Johnson 2005).

As aves de rapina são elementos fundamentais dos ecossistemas. O seu atractivo social e o seu carisma como predadores de topo têm levado estas rapaces a serem consideradas espécies bandeira ou chapéu-de-chuva, dado que são aves com áreas vitais em geral vastas, requerendo igualmente uma grande variedade de habitats para desenvolverem os seus ciclos de vida (Sergio *et al.* 2005, 2006). Tais requisitos levam a que a sua conservação seja efectiva e focalizada, reclamando a protecção de territórios extensos, podendo ser ecologicamente justificada, pois permitem amplos benefícios para a biodiversidade (Borrinho 1990, Martínez *et al.* 2003).




Todavia, para além das vicissitudes apresentadas por estas espécies, actualmente, o maior desafio da biologia da conservação está direccionado para o melhor entendimento sobre a capacidade que estas rapaces possuem em reconhecer os efeitos dos distúrbios antropogénicos no ambiente, sendo consideradas bio-indicadoras da saúde ambiental de uma dada área ou região, pois as suas populações apresentam uma capacidade de resposta razoavelmente rápida às alterações que se verificam no meio, demonstrando como consequência dessa susceptibilidade (e.g. baixa produtividade e elevada mortalidade antes de atingirem a maturidade), uma prolongada e gradual redução nos seus efectivos populacionais (Tucker *et al.* 1994, Bibby *et al.* 2000, Smith 2003, Martínez & Zuberogoitia 2004a).

O declínio marcado da diversidade das espécies de aves de rapina que se tem verificado nos últimos anos na Europa, alerta-nos para o impacte ambiental das actividades humanas e os danos subsequentes na estrutura física do ambiente e biodiversidade, nomeadamente através da destruição e fragmentação de habitats, poluição e sobretudo o efeito da construção e proliferação desregrada de infra-estruturas lineares executadas para proveito do desenvolvimento das sociedades humanas (Muntaner & Mayol 1996, Martínez & Calvo 1997, Meunier *et al.* 2000, Rosell *et al.* 2002, Martínez & Zuberogoitia 2004a, Equipa Atlas 2008).

A nível dos efeitos à escala de populações locais e meta-populações, a avaliação das consequências da perda de territórios, êxito reprodutor ou de diversas causas de mortalidade não natural sobre as tendências demográficas e a persistência a longo prazo das populações de rapaces está muito pouco desenvolvida e percebida (Takats *et al.* 2001, Martínez *et al.* 2003, Smith 2003).

Nos últimos anos têm-se documentado os impactes das diversas infra-estruturas, tais como linhas de alta tensão, parques eólicos ou estradas, em forma de mortalidade de adultos e juvenis ou alteração nos comportamentos de várias espécies de rapaces. Não obstante, em muitos poucos casos se tem demonstrado o modo como estes aumentos de mortalidade têm afectado as populações locais das espécies analisadas (Santos *et al.* 2002, Clevenger *et al.* 2003, Erritzoe *et al.* 2003, Martínez *et al.* 2003).

Tais constatações são igualmente aplicáveis no contexto português, em que os censos nacionais direccionados a determinadas espécies de aves de rapina estão obsoletos, assim como também é visível a existência de lacunas informativas sobre diversas comunidades de aves, nomeadamente no que concerne a estudos de abundância e



estatuto populacional da maioria das espécies, sendo que muitos deles foram igualmente delineados e executados apenas à escala regional (Rufino 1989, Lourenço *et al.* 2002, Badzinski 2003).

Contudo, cada vez mais a comunidade científica tem investido no sentido da inversão destas tendências, demonstrando uma preocupação crescente em aprofundar e clarificar conhecimentos sobre a ecologia das espécies de aves de rapina diurnas e nocturnas com problemas de conservação, assim como ter uma visão mais alargada da importância relativa de diferentes factores que influenciam a dinâmica populacional das mesmas. Com este propósito, será essencial a aplicação de um método científico viável, de modo a fornecer um melhor entendimento dos efeitos dos distúrbios a que estão sujeitas e assim determinar porque se estão a tornar extintas e como esse declínio poderá ser reversível (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2000, Takats *et al.* 2001, Smith 2003, Grosshuesch 2005, Equipa Atlas 2008). Todavia é certo que monitorizar aves de rapina num percurso confiável e standard não é uma acção fácil, pois estas espécies comparadas com a maioria dos outros grupos de aves, possuem vastas áreas vitais, são em muitos casos pouco conspícuas e ocorrem em densidades relativamente pequenas e muitas vezes com populações dispersas, o que implica a necessidade de um grande esforço de amostragem (Martínez & Calvo 1997, Grosshuesch 2005). Neste sentido, mais esforços têm sido feitos para desenvolver e standardizar técnicas, em ordem a que os seus resultados venham futuramente garantir não só a abundância das espécies ainda comuns, mas permitir também a sustentação e recuperação das que se encontram actualmente em declínio, uma vez que são consideradas uma importante componente a inventariar no quadro da gestão sustentável e integrada dos ecossistemas, sendo este o objectivo primário para assegurar o caminho no sentido da sua protecção e consequentemente dos seus habitats (Leigh 2001, Escandell 2004, Sergio *et al.* 2006).




2. As Estradas e a Biologia da Conservação

Ao longo das últimas décadas, o desenvolvimento do território tem-se ligado directamente às suas infra-estruturas viárias. A gradual construção, melhoramento e capacidade física das estradas tem-se considerado um indicador de primeira ordem, na hora de assinalar a evolução económica de uma região, tendo surgido aliado a este progresso, um sistema de transporte humano, mais intenso, rápido e sofisticado, que associado à escassa consciencialização de construtores e condutores, tem suposto um aumento determinante dos impactes sobre o meio, contribuindo para a ascendente disfunção na estrutura e funcionamento ecológico do território (Clevenger 1996, Trombulak & Frissell 2000, Forman *et al.* 2003, Ramp *et al.* 2006, Reijnen & Foppen 2006). Em sentido amplo, estas crescentes perturbações integram efeitos como, a perda de qualidade e isolamento dos habitats naturais onde estas estruturas são construídas e exploradas, conduzindo à fragmentação da paisagem, um dos impactes ecológicos menos percebido, mas potencialmente o mais complexo e devastador para a disposição demográfica da maioria das espécies (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Lodé 2000, Rosell *et al.* 2002, Geneletti 2003, Carmona *et al.* 2006, Silva *et al.* 2008).

Adicionalmente, a presença física destas infra-estruturas lineares na paisagem, afecta directa ou indirectamente muitos processos físicos, químicos e biológicos, contribuindo largamente para a degradação da integridade dos ecossistemas circundantes, resultando muitas vezes num declínio substancial da biodiversidade original, podendo em última instância conduzir à extinção das espécies mais sensíveis (Clevenger 1996, Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2001, Delibes de Castro 2002, Geneletti 2003, Seiler 2003, Jaeger & Fahrig 2004, Ramp *et al.* 2006, Silva *et al.* 2008).

Tanto a nível regional como nacional, os impactes causados pelas rodovias, não só limitam as relações directas mais evidentes sobre as populações animais, como o risco de atropelamento ou o efeito barreira à dispersão, impedindo a recolonização e o intercâmbio natural de genes e contribuindo para o isolamento e possível extinção local das meta-populações, como também se manifestam de formas muito mais subtis que operam a escalas espaciais infra e supra-individuais, sendo reconhecida como




uma das principais ameaças para a conservação das espécies a médio/longo prazo (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Meunier *et al.* 2000, Develey & Stouffer 2001, Rosell *et al.* 2002, Helldin & Seiler 2003, Malo *et al.* 2004).

No âmbito deste capítulo será veemente particularizar quais os principais efeitos primários da presença física das infra-estruturas de transporte sobre a natureza e em concreto sobre as comunidades faunísticas, atendendo que os seus diversos efeitos, actuam de forma sinérgica, pelo que a sua importância relativa pode variar caso a caso (Forman & Alexander 1998, Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2003).

Assim, podem distinguir-se quatro categorias de efeitos ecológicos primários: destruição e perda de habitat, perturbações físicas e químicas, mortalidade por atropelamento e efeito barreira, sendo que estes dependem principalmente das características de cada infra-estrutura, pelo que o seu impacto sobre as populações e ecossistemas, resulta em grande medida, da paisagem e dos habitats implicados (Trombulak & Frissell 2000, Meunier *et al.* 2000, Seiler 2001, Rosell *et al.* 2002, Seiler 2003).

A construção de novas infra-estruturas viárias tem como principal consequência a perda inevitável dos habitats naturais circundantes ou a sua grave perturbação, tornando-os inadequados e indisponíveis para o proveito das comunidades faunísticas, modificando a densidade de algumas espécies mais sensíveis nas suas imediações. Adicionalmente a sua sucessiva construção, incrementa novas acessibilidades a espaços de alto valor natural para a conservação, originando impactes negativos para o meio natural, não concebidos pela infra-estruturas viárias, mas que são facilitados pela sua existência, nomeadamente pelo acesso que estas oferecem, sendo eles, a introdução de espécies alóctones, incremento da caça furtiva e perseguição directa a determinadas espécies, sobre-exploração de recursos, construções ilegais e incremento do risco de incêndio intencionado (Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2001, Delibes de Castro 2002, Rosell *et al.* 2002, Carmona *et al.* 2006). Segundo vários autores, essa perturbação ou intrusão física das rodovias no meio, depende do tipo de habitats, ocasionando um efeito barreira que pode alcançar desde vários metros a quilómetros para cada lado da via, podendo gerar na área de influência, novos habitats antropófilos, tais como as margens das estradas, terraplanagens, taludes, áreas de serviço e áreas pedonais, onde algumas espécies




(geralmente generalistas e oportunistas) podem prosperar, contribuindo para o empobrecimento faunístico da área afectada (Reijnen *et al.* 1995a, Spellerberg 1998, Rosell *et al.* 2002).

As infra-estruturas de transporte perturbam e contaminam o meio físico, químico e biológico. A sua construção e exploração afecta fisicamente o solo, os lençóis freáticos, os sistemas lênticos e lóticos e o microclima pela destruição da vegetação, gerando com estas acções, alterações proeminentes nas condições dos habitats adjacentes e da fauna que deles tira proveito, expondo-os mais facilmente a outros agentes tóxicos (Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2001, Carmona *et al.* 2006). Destes, podem destacar-se os contaminantes de natureza química como as partículas do asfalto, sais e os metais pesados, que sendo compostos solúveis nos tecidos dos organismos, acumulam-se persistentemente na vegetação presente nas margens das vias e conseqüentemente nos animais que utilizam quotidianamente estes habitats marginais, podendo afectar as suas funções reprodutoras e a taxa de sobrevivência, intensificando a sua letalidade a longo prazo. Adicionalmente a acção destes contaminantes não é de todo inerte, pois podem proliferar para a matriz da paisagem, podendo observar-se a sua emissão a várias centenas de metros, a partir das estradas transitadas (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Lodé 2000, Seiler 2001, Rosell *et al.* 2002).

O ruído gerado pelo tráfego é outro agente perturbador que se estende amplamente no meio, sendo os seus efeitos mais difíceis de avaliar e mais desconhecidos que qualquer outro tipo de poluente (Rosell *et al.* 2002, Carmona *et al.* 2006, González *et al.* 2007).

A contaminação acústica é considerada como um dos principais impactes denunciados pelo tipo, densidade e velocidade dos veículos, que acompanhado inevitavelmente de uma exposição prolongada ao seu ruído, pode alterar o comportamento da fauna, induzindo reacções de stress, transtornos fisiológicos e repulsa, diminuindo conseqüentemente a densidade de efectivos junto às vias, pela adicional perda de habitat em benefício da construção das mesmas (Reijnen *et al.* 1995a, Spellerberg 1998, Rosell *et al.* 2002, Jaeger *et al.* 2005, Carmona *et al.* 2006, González *et al.* 2007). Segundo alguns autores, a sensibilidade dos animais ao som varia em função da sua frequência, duração e volume, sendo que a sua produção,




interfere potencialmente no reconhecimento de sinais de comunicação usados pelos indivíduos para se orientarem, caçarem e se protegerem, conduzindo a uma irreparável perda do êxito reprodutor e uma menor taxa de sobrevivência de determinadas espécies mais vulneráveis à presença destas infra-estruturas (Reijnen *et al.* 1995a, 1996, Rosell *et al.* 2002, Jaeger *et al.* 2005, González *et al.* 2007).

Não obstante, outros factores ambientais, como a estrutura da vegetação nas margens das estradas, o tipo de habitat adjacente e o relevo, também parecem participar tanto na atenuação do ruído, como na sua dissipação, modificando a amplitude do impacte acústico (Reijnen *et al.* 1997, Meunier *et al.* 1999).

Os efeitos do tráfego também incluem perturbações visuais, causadas pela iluminação artificial reflectida pelos faróis ou a emitida pela própria estrada, que afectam a fauna de forma exclusiva, provocando transtornos nos sistemas biológicos naturais que dependem da duração do dia e perturbando a sua orientação espacial e o seu ritmo circadiano (Seiler 2001, Rosell *et al.* 2002, Carmona *et al.* 2006). Esta contaminação luminosa afecta sobretudo a regulação de crescimento das plantas e a reprodução e comportamento dos insectos e das aves (Reijnen *et al.* 1995a, Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2001).

Contudo, em numerosas situações, as perturbações provocadas pelo ruído, assim como outros factores como a luz, as vibrações aos movimentos, têm, provavelmente uma importância marginal para a fauna sendo que muitos animais podem habituar-se rapidamente às perturbações constantes. Diversas espécies de fauna silvestre, aprenderam a tolerar as condições urbanas e a utilizar áreas que podem parecer muito menos adequadas que as áreas adjacentes às infra-estruturas de transporte (González *et al.* 2007).

A mortalidade da fauna por atropelamento é um dos efeitos mais conhecidos das estradas mundiais, sendo a principal causa directa de morte de biliões de vertebrados terrestres, originada por actividades humanas (e.g. Meunier *et al.* 1999, Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2001, 2003, Malo *et al.* 2004, Silva *et al.* 2008). Durante as últimas décadas, a colisão de animais com os veículos tem representando um problema de ascendente interesse e preocupação para os investigadores não somente pela conservação das espécies como um valor natural, mas também porque supõe um problema de segurança viária, com possíveis danos pessoais e materiais em determinados pontos críticos das vias, face à imprudência dos condutores, reduzindo o



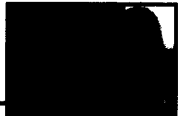
tempo de reacção ao aparecimento de fauna no asfalto e incrementando de uma maneira notória o risco de atropelamento (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Lodé 2000, Delibes de Castro 2002, Jaeger & Fahrig 2004, Jaeger *et al.* 2005).

O número de vertebrados vitimados por esta causa, tem crescido em sintonia com o aumento da intensidade e velocidade de condução do tráfego e a extensão destas infra-estruturas, sendo a sua magnitude mais incisiva nas espécies com estatuto de conservação mais preocupante, que contam com um baixo número de efectivos, pois são afectadas de forma mais significativa, face à subdivisão e incapacidade de recrutamento populacional à escala local, comprometendo a persistência e dinâmica populacional (Clevenger 1996, Altwegg *et al.* 2003, Forman *et al.* 2003, Jaeger *et al.* 2005, Carmona *et al.* 2006).

Conquanto, existem diversos factores que determinam um forte risco de colisões entre animais e veículos, sendo o volume de tráfego e velocidade geralmente considerados com os mais importantes para explicar a mortalidade, possuindo fortes impactes em populações pequenas e isoladas, com fraca capacidade de resiliência, bem como animais de fraca mobilidade (Trombulak & Frissell 2000, Lodé 2001, Seiler 2003, Carmona *et al.* 2006, Ramp *et al.* 2006). Contudo, com intensidades e velocidades muito elevadas de tráfego, o ruído derivado do movimento desregrado dos veículos, assim como a contaminação luminosa, acústica e atmosférica estão presentes em grandes proporções, possuindo um efeito dissuasivo ou de repulsa para muitas espécies, sendo que esta alteração comportamental, pode levar a uma redução e/ou compensação das elevadas taxas de mortalidade (Spellerberg 1998, Clevenger *et al.* 2003, Jaeger & Fahrig 2004, Jaeger *et al.* 2005, Ramp *et al.* 2006).

Por outro lado, as estradas e suas imediações, também proporcionam recursos para a fauna, sendo que o efeito de orla criado marginalmente às rodovias, pode ser benéfico, pois os animais são atraídos por alimento, refúgio e áreas para reprodução, assim como podem utilizar estas estruturas lineares para a realização de movimentos de migração, dispersão juvenil ou simplesmente deslocações regulares na sua área vital, mas que inevitavelmente podem suscitar o risco de colisão (Spellerberg 1998, Lodé 2001, Seiler 2003, Delibes de Castro 2002, Rosell *et al.* 2002).


Avaliar a importância das colisões animal-veículo, bem como a sua distribuição e variação ao longo do tempo, é uma tarefa complexa e envolve também outro conjunto de factores que incluem componentes espaciais e temporais, pois estes dependem



claramente da densidade de populações animais e da sua biologia (a mortalidade causada pelos atropelamentos, nas distintas espécies, também reflecte a abundância relativa das respectivas populações), da distribuição do habitat preferencial da espécie e da estrutura da paisagem (e.g. alguns autores verificaram níveis de mortalidade mais elevados em áreas pouco alteradas e que eram interceptadas por rotas migratórias que áreas muito intervencionadas pelo Homem), mas também das características e atributos técnicos da própria infra-estrutura (Hernandez 1988, López 2003, Ramp *et al.* 2006). Por contra-ponto, as variações temporais indicam diferentes períodos biológicos que influenciam a actividade das espécies, como o ritmo diário de descanso, alimentação, as épocas de reprodução, dispersão juvenil e migrações estacionais entre habitats de verão e áreas de invernada. As alterações de temperatura e precipitação também podem influenciar a frequência ou o padrão temporal dos acidentes, sendo que a interacção entre os factores descritos, cria um padrão complexo na distribuição espacial e temporal nas colisões animal-veículo, que deve ser percebido antes do design e aplicação de medidas efectivas (Delibes de Castro 2002, Rosell *et al.* 2002, Clevenger *et al.* 2003, Seiler 2003, Ramp *et al.* 2006). De todos os efeitos ecológicos primários das infra-estruturas de transporte, o efeito barreira é o que mais contribui para a fragmentação dos habitats (Forman & Alexander 1998, Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2001, Carmona *et al.* 2006).

Essa fragmentação, tem como principal consequência a subdivisão dos habitats naturais, afectando não só o funcionamento da matriz da paisagem que rodeia as manchas de habitats fraccionadas, assim como afecta consideravelmente a riqueza e abundância das espécies residentes, pondo em risco a sua estabilidade e capacidade de recuperação frente a perturbações externas (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Seiler 2001, Jaeger *et al.* 2005, Ramos *et al.* 2008).

Concretamente a sua acção sobre a fauna, é o resultado da combinação dos efeitos das perturbações de índole física e química, do obstáculo físico e da mortalidade por atropelamento, que reduzem o número de movimentos através da barreira. As perturbações acústicas, o movimento dos veículos, a contaminação e a actividade humana, podem dissuadir muitas espécies a aproximarem-se das rodovias, assim como as características do traçado e o carácter aberto das margens, criam umas condições de habitat que são muitas vezes inadequadas e hostis para muitas espécies




de pequenos animais, apresentando igualmente barreiras físicas das quais muitos não conseguem transpor. A mortalidade por atropelamento reduz ainda mais o número de indivíduos que conseguem superar a estrada com êxito, sendo este efeito calibrado sobretudo em função da intensidade e velocidade de tráfego, onde as taxas de mortalidade aumentam progressivamente quanto mais densa for a rede de infra-estruturas e mais intenso for o tráfego, chegando ao ponto de dissuadir os animais na intenção de cruzá-las, diminuindo o número de colisões (Forman & Alexander 1998, Trombulak & Frissell 2000, Seiler 2001, Rosell *et al.* 2002, Carmona *et al.* 2006).

Estas condicionantes que advêm da presença da infra-estrutura e que reduzem a conectividade de determinados habitats, limitam de uma forma selectiva o acesso e persistência dos animais (mormente os mais sensíveis às diversas fontes de perigo) aos mais variados recursos, reduzindo deste modo, os benefícios do efeito do recrutamento populacional (taxas de imigração juvenil de várias espécies), associado a um input genético. Esta situação poderá conduzir as populações (sobretudo as mais pequenas) a um isolamento significativo que irá repercutir-se num défice no êxito reprodutor e numa maior vulnerabilidade a efeitos estocásticos, tendo notáveis implicações demográficas que podem levar à extinção das espécies a nível local (Lodé 2000, Delibes de Castro 2002, Jaeger *et al.* 2005, Ramos *et al.* 2008).

De facto, é deveras complicado isolar cada uma das problemáticas associadas às infra-estruturas de transporte assim como o seu efeito ao longo do tempo, sendo que a escala e extensão ou prolongação física das perturbações, está influenciada por numerosos factores, entre os quais se encontram as características das estradas e tráfego, a orografia e hidrologia da paisagem, os padrões dos ventos e o tipo de cobertura da vegetação (e.g. a contaminação química e o ruído se dispersam de forma diferente em espaços abertos e zonas florestadas) sendo que a sua sinergia com outras vias mais próximas ou com barreiras naturais e corredores na paisagem, podem agravar as consequências dos efeitos primários (Forman & Alexander 1998, Seiler 2001, Rosell *et al.* 2002, González *et al.* 2007). Adicionalmente, o impacte sobre a fauna e os ecossistemas também é variável, dependendo sobretudo da sensibilidade das diferentes espécies implicadas (Rosell *et al.* 2002, Geneletti 2003).

Os efeitos originados por estas infra-estruturas de transporte são, desde os anos 60, amplamente estudados em distintos países da Europa.



Em Portugal, a mortalidade por atropelamento de animais selvagens apenas recentemente se tornou matéria de investigação, começando a ser considerado e discutido nos meios científicos e académicos nacionais há pouco mais de dez anos. Contudo, foram poucos os estudos em Portugal que se centraram nesta temática, mantendo-se ainda escasso o número de publicações científicas.

Todavia, dos trabalhos entretanto realizados foi possível confirmar os piores receios: milhares de animais, de dezenas de espécies, muitas das quais ameaçadas, morrem atropelados anualmente às mãos de um tráfego automóvel em constante crescimento (e.g. Marques 1994, Franco 2000, Ascensão 2001, Ascensão & Mira 2006).

Durante as últimas décadas, assistiu-se em Portugal a uma significativa expansão da rede viária, onde a necessidade de mobilidade ditada pelas sociedades modernas resultou na criação de gigantescas redes de infra-estruturas viárias. Para além das evidentes transformações na paisagem original e, conseqüentemente nos habitats naturais interceptados por estas estruturas, a proliferação das redes de transporte teve como consequência um acentuado incremento dos impactes ambientais, nomeadamente sobre a fauna selvagem. Entre os múltiplos efeitos que as estradas têm sobre os vertebrados, a generalidade dos investigadores tende a considerar o efeito barreira e a mortalidade por atropelamento como os mais graves, não hesitando mesmo em considerar a estrada um “predador generalista”. É notória a presença constante de animais mortos nas estradas portuguesas, embora ninguém saiba ao certo quantos animais selvagens morrem anualmente em Portugal, vítimas do tráfego rodoviário.

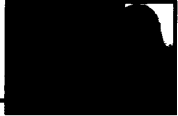
O facto reside, sobretudo, na ausência de um projecto nacional de seguimento da mortalidade de vertebrados em estradas, à semelhança do que acontece em Espanha (e.g. Proyecto Provisional de Seguimiento de la Mortalidad de Vertebrados en Carreteras). No entanto, e não obstante, a inexistência de estimativas baseadas em censos nacionais, faz com que actualmente, a comunidade científica e organizações ecológicas tenham tomado consciência da sua importância e os estudos a esse respeito estejam lentamente a proliferar.

3. As Estradas e as Aves de Rapina Nocturnas

A destruição e alteração dos habitats naturais são na actualidade as causas mais frequentes de declive das populações de aves de rapina tanto à escala nacional como europeia (Erritzoe *et al.* 2003, Martínez *et al.* 2003). Muitas espécies ameaçadas ou em declínio dependem de habitats semi-naturais tais como meios agrícolas extensivos ou bosques, que se encontram actualmente seccionados por infra-estruturas de transporte, criando barreiras específicas que afectam significativamente a diversidade, comportamento e densidade destas aves, tornando as populações vulneráveis à fragmentação (Illner 1992, Reijnen *et al.* 1996, Pons 2000, Forman *et al.* 2002, Slater 2002, Erritzoe *et al.* 2003, Ramsden 2003, Bautista *et al.* 2004).

Diversos autores sugerem que, tal como as rapaces diurnas, as Strigiformes usam as bermas das estradas e orlas proporcionadas pelo Homem, como áreas de caça principais, dada a elevada abundância e facilidade de acesso aos recursos alimentares disponíveis, nomeadamente insectos (atraídos pelas características das estradas, aliadas às condições climáticas) e micro-mamíferos, que perante a intervenção intensiva de campos agrícolas adjacentes às vias (isto é, nas suas áreas vitais), refugiam-se na vegetação silvestre existente nas bermas, desenvolvendo-se habitats idóneos, com um coberto vegetal contínuo e pouco perturbados, sendo bastante propícios para o aumento do número de efectivos destas e outras espécies de presas (e.g. Bekker *et al.* 1995, Muntaner & Mayol 1996, Fajardo *et al.* 1998, Del Hoyo *et al.* 1999, Meunier *et al.* 2000, Gomes *et al.* 2009).

Adicionalmente, estes predadores também beneficiam das bermas e dos seus habitats marginais, pela disponibilidade de poisos conspícuos (e.g. postes de telefone, fios de alta tensão, vedações), que fazem parte dos sistemas das estradas e que facilitam a observação das presas, reduzindo os custos energéticos para a obtenção de alimento (Hernandez 1988, Fajardo *et al.* 1998, Forman *et al.* 2002, Meunier *et al.* 2000, Benjamin 2005, Gomes *et al.* 2009). Paralelamente, também podem servir como locais de nidificação e refúgio para muitas espécies de aves de rapina nocturnas, não somente por serem considerados habitats lineares “seguros” em termos de disponibilidade de alimento, sobretudo durante a época reprodutora, mas igualmente pela relativa segurança apresentada, face à rara ocorrência de potenciais predadores (Erritzoe *et al.* 2003, Fajardo *et al.* 1998, Meunier *et al.* 2000, Ramsden 2003).




Da mesma maneira que são usadas como habitat para estas rapaces, muitos investigadores indicam que, as margens das vias podem igualmente desenvolver a função de corredores de dispersão através da paisagem, albergando a condução activa e passiva dos movimentos dos indivíduos, sendo a sua função global influenciada pelo contraste entre a estrutura e composição de espécies da margem com respeito ao habitat circundante (Meunier *et al.* 1999, Rosell *et al.* 2002).

Não obstante, este efeito de atracção das estradas a estas aves de rapina pode estar associado a um alto risco de mortalidade, devido a colisões com os veículos, podendo ser um factor negativo para a maioria das espécies, uma vez que limita a sustentação das suas populações, pela imigração regular de indivíduos procedentes das imediações das mesmas, o que levará em algumas décadas a um decréscimo tenebroso no número de efectivos, colocando estas aves em estatutos de conservação cada vez mais delicados (e.g. Newton *et al.* 1997, Del Hoyo *et al.* 1999, Forman *et al.* 2003, Chace & Walsh 2004, Jacobson 2005). Não é surpreendente que as espécies de Strigiformes que visitam de forma regular as margens destas infra-estruturas para se alimentarem ou procriarem, apareçam frequentemente em estatísticas de mortalidade por atropelamento (Tucker *et al.* 1994, Bekker *et al.* 1995, Baudvin 1997, Leigh 2001, Erritzoe *et al.* 2003, Clevenger *et al.* 2003, Ramsden 2003, Gomes *et al.* 2009).

Neste sentido as margens podem actuar como uma armadilha ecológica, apresentando condições favoráveis de habitat que levam a um elevado risco de mortalidade, sendo esta considerada actualmente uma das mais recentes e importantes formas de mortalidade não natural em rapinas nocturnas, sendo reconhecida como um dos maiores problemas de conservação que afecta este grupo (Hernandez 1988, Baudvin 1997, Newton *et al.* 1997, Frias 1999, Fajardo *et al.* 2000, Meunier *et al.* 2000, Erritzoe *et al.* 2003, Ramsden 2003, Carmona *et al.* 2006).

Todas as espécies de rapaces nocturnas que habitam a Península Ibérica estão submetidas em maior ou menor medida a esta ameaça, sendo a Coruja-das-torres (*Tyto alba*) e o Mocho-galego (*Athene noctua*) as que se destacam de forma mais significativa: e.g. De acordo com Fajardo (1990), dos 347 exemplares contabilizados como mortos, atribuiu 37% a colisões com indivíduos desta espécie; também Fajardo *et al.* (1992) estimou que na província de Madrid morreram 250 exemplares de Coruja-das-torres num ano, sendo que desses, 180 eram casais reprodutores, neste sentido é




dedutível que os atropelamentos constituem uma causa importante de declive populacional local desta ave; num estudo intensivo, direccionado para a Coruja-das-torres, De Brujin (1994) verificou que 56% destas nocturnas tinham morrido por colisão com veículos; Sawyer & Dixon 1999 encontraram 68 cadáveres desta espécie em 100 quilómetros de estradas Britânicas; para Meek *et al.* (2003), a colisão com os veículos é a causa mais evidente de morte para a Coruja-das-torres, tendo sido quantificada com 37,4% de exemplares totais. Relativamente ao Mocho-galego, Hernandez (1988) constatou que a mortalidade causada pelo atropelamento é responsável por 82% das mortes desta pequena rapace em Espanha.

Estas rapaces, atravessam as estradas, em muitas ocasiões, a uma altura suficiente para permitir o embate, realizando voos de campo e prospecção a baixa altitude (cerca de 2-5m do solo), sendo os picos de mortalidade por colisão com os veículos correspondentes aos períodos de máxima actividade destas aves, entre o crepúsculo e a meia-noite, bem como às primeiras horas do dia (Fajardo 1990, Illner 1992, Massemin & Zorn 1998, Shawyer & Dixon 1999, Erritzoe *et al.* 2003, Ramsden 2003).

Face a este comportamento nocturno que caracteriza este grupo, o deslumbramento temporário causado pelos faróis dos veículos é um elemento importante nos acidentes de Strigiformes, provocando, através de uma cegueira temporária, uma reacção tardia à proximidade dos veículos o que faz com que voem ocasionalmente contra os mesmos, suscitando o atropelamento, podendo esta causa de mortalidade, produzir consequências populacionais negativas para algumas espécies mesmo num contexto regional como é o caso da Coruja-das-torres e do Mocho-galego (Hernandez 1988, Fajardo 1992, Newton *et al.* 1997, Erritzoe *et al.* 2003, López 2003, Ramsden 2003).

De acordo com os crescentes registos anuais de censos de mortalidade nas estradas, efectuados a estas aves, denota-se um padrão sazonal dos mesmos, sendo mais evidentes durante certas estações, o que está de acordo com as flutuações de alimento e sobretudo com a época reprodutora (Hernandez 1988, Illner 1992, Baudvin 1997, Newton *et al.* 1997, Fajardo *et al.* 1998, Frías 1999, Meunier *et al.* 2000). Vários autores verificaram uma mortalidade muito conspícua no período de Agosto/Novembro que se deve à emancipação ou dispersão inexperiente dos juvenis, na tentativa de procurarem um novo território para estabilizarem, sendo comum encontrar-se aves mortas em troços de estrada perto dos seus ninhos (Glue 1973, Newton *et al.* 1997, Massemin & Zorn 1998, Lodé 2000, Erritzoe *et al.* 2003, López 2003, Ramsden 2003).




Num estudo incidente na mortalidade por atropelamento de Mocho-galego, Hernandez (1988) descobriu que 92,9% de indivíduos atropelados entre Julho e Novembro eram juvenis; Shawyer & Dixon (1999) registaram 90% de juvenis de Coruja-das-torres, mortos por colisão com os veículos durante o Outono e Inverno.

Adicionalmente, alguns autores também constataram que nocturnas imaturas têm muita dificuldade em caçar no Inverno. Nesta altura do ano, as estradas oferecem ou atraem estas aves, quando insectos e roedores são escassos nas suas áreas vitais. Deste modo, estes predadores procuram presas nas vias e bermas e obtêm-no de um modo mais fácil, contudo estão mais vulneráveis à colisão com os veículos (Hernandez 1988, Illner 1992, Fajardo 2001). Neste sentido, o tráfego está a impedir parcialmente que as jovens aves, que morrem massivamente na estrada por inexperiência, alcancem a maturidade e regenerem a população precária, em locais de reprodução tradicionais (Lodé 2000, Erritzoe *et al.* 2003, Ramsden 2003).

Contudo, os adultos podem simultaneamente apresentar dois períodos de stress: o primeiro pode ser verificado entre Dezembro e Julho, podendo estar provavelmente relacionado com a redução e distribuição esparsa de presas no Inverno, o que faz com que, para se alimentarem, as nocturnas sejam encorajadas a moverem-se para fora dos seus territórios tradicionais de nidificação, voando maiores distâncias para procurar alimento, ficando mais susceptíveis ao frio, à doença e conseqüentemente ao atropelamento. Posteriormente, o segundo pico manifesta-se durante os meses de Maio a Junho quando a maioria das aves estão a incubar ou a alimentar os juvenis (e.g. a Coruja-do-mato (*Strix aluco*), apesar de altamente territorial, a sua mortalidade é elevada entre Março e Abril, coincidindo com o período de nidificação e mantêm-se elevado durante o período que os adultos continuam a procurar alimento para os juvenis) (Newton *et al.* 1991, Martínez & López 1995, Massemin & Handrich 1997, Del Hoyo *et al.* 1999, Frías 1999, Overskaug *et al.* 1999).

Do mesmo modo que a ocorrência de mortalidade está vinculada por diferenças sazonais, também o clima parece influenciar marcadamente a ocorrência de animais nas estradas. Foi verificado repetidamente que poucos animais foram encontrados mortos em manhãs seguidas a noites de chuva. Tal acontecimento poderá dever-se provavelmente devido à condução mais cuidada dos automobilistas face a essas condições adversas, sendo outra possibilidade a influência da precipitação nas técnicas de caça destes predadores.

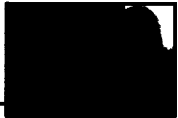


Adicionalmente, a temperatura também possui um papel relevante, uma vez que quando estas são muito baixas, tendencialmente levam estas aves a reduzir os seus movimentos. Deste modo, as estradas podem ser seleccionadas para caçar, sendo esta uma técnica de caça energeticamente mais viável durante Invernos rigorosos, em vez de viajar longas distâncias sobre zonas florestadas ou áreas agrícolas, à procura de alimento, o que poderá explicar os possíveis picos de mortalidade no período Outono/Inverno, quando as temperaturas baixam (Illner 1992, Meunier *et al.* 2000, Erritzoe *et al.* 2003).

É facto que, a existência de diferentes padrões de mortalidade de aves atropeladas reflecte a variabilidade de diversos factores dos quais se podem salientar: o uso da estrada por parte destas aves, a estacionalidade das suas comunidades e abundância local e as diferentes estratégias temporais, ritmos de actividade e comportamento das diferentes espécies face à presença das infra-estruturas de transporte (e.g. caça, voo, parental ou territorial) (Illner 1992, López 1993, Lodé 2000, Pons 2000, Fajardo 2001, Erritzoe *et al.* 2003, Ramsden 2003, Bautista *et al.* 2004).


Não somente as variáveis ligadas às espécies são evidentes, como também a selecção de habitat atravessado pela estrada é um factor espacial que pode estar associado à mortalidade, sendo que a existência de pontos negros podem reflectir as preferências de habitat por certas espécies de rapaces nocturnas (Reijnen *et al.* 1995a, Clevenger *et al.* 2003).

Todavia, muitos autores sugerem que a velocidade e volume do tráfego automóvel, assim como as características e design das estradas, são provavelmente os factores mais importantes para explicar as colisões de rapinas nocturnas (Tucker *et al.* 1994, Lodé 2000, Trombulak & Frissell 2000, Erritzoe *et al.* 2003, Orłowski 2008). Neste sentido, constata-se que, estradas lineares, que permitem uma condução rápida (acima dos 80km/h), assim como sobre-elevadas ou planas em relação ao habitat envolvente, são desfavoráveis para as espécies de Strigiformes, enquanto que vias sinuosas e com reduzida velocidade de tráfego, podem resultar num padrão de mortalidade mais descontínuo (Hernandez 1988, Illner 1992, Erritzoe *et al.* 2003). Apesar de que para muitos autores, a velocidade é um factor mais determinante para a mortalidade de avifauna do que a própria densidade, esta última pode resultar num comportamento de repulsa por parte de espécies mais sensíveis à presença constante dos veículos (Illner 1992, Ramsden 2003, Jaeger *et al.* 2005, Reijnen & Foppen 2006).



Segundo Reijnen *et al.* (1996) não foram localizados ninhos de aves de rapina nocturnas a menos de 200 metros de distância da estrada; Brotons & Herrando (2001) concluíram que a proximidade das vias de transporte de alta intensidade de trânsito, reduz a probabilidade de presença de espécies de aves florestais, em fragmentos isolados de bosque, o que poderá dever-se em parte à deteriorização da qualidade do mesmo, causada pela presença do tráfego, pelo que as elevadas distâncias a que se manifesta esse efeito (até cerca de 2km), sugerem a influência de outros factores, como a repulsa das aves às zonas mais próximas da infra-estrutura; Fajardo *et al.* (1998) observaram uma maior densidade de Mocho-galego em sectores nos quais a intensidade de tráfego era inferior, o que sugere que estas aves evitaram as zonas muito perturbadas, próximas às estradas, pelas dificuldades para localizar as suas presas.

Ficou comprovado em muitos estudos que, este comportamento de aversão às infra-estruturas e suas imediações, deve-se essencialmente ao ruído manifestado pelo volume de tráfego, sendo a sua propagação dependente do veículo em questão, da sua velocidade, das características da estrada e de vários factores ambientais como a topografia, vegetação e clima, sendo a tolerância e sensibilidade ao mesmo, variáveis consoante as espécies (Reijnen *et al.* 1995a, Forman *et al.* 2002, Helldin & Seiler 2003). A interferência acústica efectivada pelo volume de tráfego, é um factor de stress para as espécies de Strigiformes (tolerantes até aos 10KHz), pois pode distorcer a comunicação vocal no que concerne à atracção de casais, coesão social, repulsa à predação, detecção de presas, navegação e outros comportamentos básicos, podendo potencialmente resultar numa alteração do seu comportamento territorial, assim como numa redução da capacidade de estabelecer territórios junto a fontes de ruído permanente (Reijnen & Foppen 1994, Reijnen *et al.* 1995a, Rosell *et al.* 2002, Erritzoe *et al.* 2003, Jacobson 2005, West 2006). Neste sentido, o ruído foi encontrado como um factor chave que altera a composição da comunidade de aves até centenas de metros da estrada, sendo o principal responsável pela redução da densidade (Reijnen & Foppen 1994, Chace & Walsh 2004, González *et al.* 2007). Mediante Helldin & Seiler (2003) reduções expressivas na densidade de aves reprodutoras, apenas com densidades de tráfego a rondar os 8000 carros/dia; para uma grande intensidade de tráfego igual ou superior aos 15000-30000 veículos,




Reijnen *et al.* (1995a) conferiram que a presença das aves decresceu entre os 700 e os 1200m da estrada; González *et al* (2007) indicaram para zonas florestadas, baixas densidades de aves a oscilar entre os 300m em estradas com 10000 veículos diários e a 120km/h e 800m em estradas com 50000 veículos diários e 120km/h com intervalos de som de 36 a 58 dB.

As estradas são conhecidas pelos seus efeitos directos na vida selvagem e a ameaça do tráfego há muito que é considerada como uma das acções mais visíveis e significativas nas populações animais. Tendo sido recentemente alvo de diversos estudos em vários países, o impacte das estradas e dos atropelamentos começou a ser considerado e discutido nos meios científicos, existindo actualmente alguns bons exemplos de literatura internacional de mortalidade de aves nas estradas por todo o mundo.

Todavia, no que concerne às aves de rapinas nocturnas, muita informação ainda é insuficientemente conhecida, sendo relativamente escassa a bibliografia a este respeito. Não existem verdadeiras estimativas sobre os efeitos crónicos da perda de habitat, fragmentação, distúrbio e outros efeitos indirectos da construção das estradas em Strigiformes, nem tão pouco se sabe sobre a efectividade das medidas de mitigação adoptadas. Os principais resultados publicados a nível europeu são listas das espécies afectadas, avaliações grosseiras do número de rapaces atropeladas em toda a rede viária (com base em extrapolações de estudos locais, havendo muitas limitações quanto à quantificação correcta das carcaças) e algumas análises de susceptibilidade específica ao atropelamento. Mais escassos são os trabalhos que apontam índices de abundância relativa de aves atropeladas, riqueza específica e variação estacional destas características, assim como uso do habitat marginal e uso de vedações como poisos (Martínez & López 1995, Muntaner & Mayol 1996, Frías 1999, Pons 2000, Gutzwiller *et al.* 2003, Jacobson 2005).

Em Portugal, só recentemente este tema se mostrou relevante no contexto dos impactes produzidos pelas infra-estruturas lineares sobre estas aves de rapina, suscitando o interesse da comunidade científica. Contudo, a escassez no número de publicações científicas permanece, tendo sido Marques (1994), um dos estudos de mortalidade pioneiros em Portugal, seguido de outras investigações, nomeadamente, Ascensão (2001), Santos (2002), Ascensão *et al.* (2003), Lourenço *et al.* (2005) e mais recentemente Ascensão & Mira (2006), Silva *et al.* (2008) e Gomes *et al.* (2009),



sendo estas últimas dirigidas especificamente a este grupo. Neste âmbito, foi igualmente constatado por estes autores, que mesmo em território nacional, a espécie mais afectada continua a ser a Coruja-das-torres, no entanto, também o Mocho-galego e a Coruja-do-mato constam cada vez mais das estimativas de mortalidade por colisão com os veículos.


Deste modo, as tendências populacionais negativas que cada vez mais vinculam estas espécies, fazem com que o estudo do impacte destas infra-estruturas seja essencial numa perspectiva actual da conservação em Portugal, de modo a permitir a constituição de uma base de dados viável que *à priori* possa resultar em projectos de mitigação robustos, que não somente determinem qual o efeito que essa mortalidade tem na tendência das populações actuais, mas que igualmente reduzam a influência negativa do tráfego rodoviário em Strigiformes e outros animais para níveis socialmente toleráveis à sua sobrevivência (Illner 1992, Clevenger *et al.* 2003, Erritzoe *et al.* 2003, Malo *et al.* 2004).

Porém, para aplicar medidas de mitigação a todos os níveis de organização das espécies em questão, é necessário uma análise mais ampla de toda a informação (e.g. amostrar várias estradas do país), no sentido de identificar quais as espécies mais susceptíveis aos atropelamentos, reconhecendo quais os riscos envolvidos, bem como os factores que os condicionam a várias escalas espaciais (Marques 1994, Muntaner & Mayol 1996, Clevenger *et al.* 2003, Gutzwiller *et al.* 2003).

4. As Aves de Rapina Nocturnas em Portugal Continental

Durante séculos, as aves de rapina nocturnas e os humanos sempre tiveram uma relação ambígua de admiração e repulsa. Com uma vasta distribuição mundial, estas aves têm figurado proeminentemente em várias crenças culturais, sendo comumente integradas em fenómenos de misticismo, superstição e folclore, existindo desde sempre uma evidência específica de imagens, esculturas e excertos literários de destaque histórico relevante (Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008).

Taxonomicamente, estas rapaces, possuem ainda hoje uma origem incerta e a afinidade filogenética entre as famílias é bastante desconhecida, sendo esta apenas baseada em analogias muito superficiais bem como em meros detalhes anatómicos e biológicos.

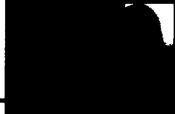


Actualmente é tomado como mais fidedigno e provável que estas aves estão mais relacionadas com os Caprimulgiformes (Noitibós) que com as aves de rapina diurnas, tendo ambos evoluído de um mesmo ancestral nocturno, acerca de 100 milhões de anos (Mikkola 1983, Brinzal 1992, Cramp *et al.* 1992, Muntaner & Mayol 1996).

A designação de aves de rapina nocturnas é utilizada para as espécies da Ordem *Strigiformes*, que por norma são facilmente identificáveis em relação às rapaces diurnas, não somente pelo facto de possuírem essencialmente hábitos nocturnos e crepusculares, mas também pela sua silhueta peculiar, destacando-se sobretudo a cabeça volumosa (com uma capacidade rotativa de cerca de 270°), a fase redonda, o bico forte e curvado, os olhos grandes e frontais (com visão adaptada a condições de baixa luminosidade) e o corpo compacto (Brinzal 1992, Cramp *et al.* 1992, Hagemeyer & Blair 1997, Martínez & Calvo 1997).

Todavia, apesar do seu carácter globalmente cosmopolita, quando comparadas com a maioria dos outros grupos de aves, as rapinas nocturnas contam habitualmente com populações pouco numerosas e dispersas, possuindo notáveis variações entre espécies, sendo umas espécies geograficamente muito localizadas e outras amplamente distribuídas. Adicionalmente, essa distribuição pode ser consequência da sua fenologia, uma vez que, algumas espécies podem possuir um carácter parcialmente migratório, sendo a grande maioria essencialmente residente, exibindo um comportamento tipicamente territorial e sedentário, a partir do momento em que se fixam num determinado território, em ordem a manter um acesso prioritário e exclusivo aos recursos potencialmente presentes (Martínez & Zuberogoitia 2002, Sunde & Bolstad 2004, Zuberogoitia *et al.* 2007).

No que se refere à selecção desse mesmo território, as preferências recaem essencialmente sobre habitats heterogéneos e periferias, que integrem os diferentes requisitos dos indivíduos, isto é, assume-se que a selecção geral de habitat possa ser atendida como um processo hierárquico em que é necessário a presença de uma elevada disponibilidade de alimento a uma macro-escala, assim como boas áreas para a reprodução, ordenadas a uma escala mais restrita (Martínez & Zuberogoitia 2004a, Solonen 2005). Neste contexto, a distribuição destas rapaces, poderá variar desde zonas estepárias, sistemas agrários de sequeiro, até zonas rupícolas e sistemas




florestais, assim como poderão ocupar também alguns ambientes urbanos, sendo a extensão do território variável de acordo com a espécie, o seu comportamento, a densidade de casais reprodutores e as características ecológicas disponibilizadas por determinado habitat (Mikkola 1983, Cramp *et al.* 1992, Hagemeyer & Blair 1992, Muntaner & Mayol 1996).

Em termos alimentares, as aves de rapina nocturnas adaptam a sua dieta de acordo com as flutuações sazonais na densidade de presas, sendo a quantidade de alimento consumido, ajustada de acordo com os requisitos energéticos particulares de cada espécie. O factor primordial que determina a dieta de uma rapina é a lista de presas disponíveis no seu território ou área de caça (Borrinho 1990, Saurola & Francis 2004). O leque de presas capturadas por estas rapaces é essencialmente generalista, não exibindo, na grande maioria dos casos, preferências alimentares, sendo este constituído por muitas espécies de distintos tamanhos e grupos taxonómicos diversos, que passam sobretudo por mamíferos de pequeno e médio porte (e.g. maioritariamente roedores e lagomorfos), insectos (e.g. coleópteros e ortópteros) sendo que quando a sua disponibilidade escasseia, tomam como presas alternativas, pequenas aves (e.g. passeriformes), répteis, anfíbios e peixes, podendo estas serem caçadas ou consumidas recorrendo a diferentes técnicas (e.g. em voo, poisadas ou no solo), dependendo não só das características biológicas e morfológicas de cada espécie (e.g. sexo e idade) mas também de outros factores tais como, o tipo de presa, a época do ano e mais uma vez as características do habitat (Borrinho 1990, Martínez & Calvo 1997, Petty & Fawkes, 1997, Saurola & Francis 2004).

Por conseguinte, o êxito reprodutor das Strigiformes, assim como a sobrevivência dos juvenis, estão invariavelmente regulados por factores naturais, tais como flutuações na disponibilidade de presas e o clima, descritores fulcrais, que podem em unísono, influenciar o tamanho do território e da postura destas aves e não naturais como a exposição a contaminantes de natureza diversa, assim como várias adversidades humanas (Francis & Bradstreet 1997, Martínez & Calvo 1997, Sasvári & Heigy 2002, Sergio *et al.* 2004a, Solonen 2005, Tomé *et al.* 2008).


A estratégia reprodutora adoptada pelos casais em nidificação, tem uma forte influência na dinâmica das suas populações, aumentando a sua performance reprodutora através de sucessivos anos de reprodução em monogamia, dado que machos e fêmeas adquirem experiência juntos, investindo nos requisitos disponíveis



no seu território (caso suportem os custos energéticos exigidos pelos adultos, podem excepcionalmente proporcionar mais que uma postura por ano), sendo o seu potencial largamente determinado pela relação entre a fecundidade e a mortalidade. (Martínez & López 1995, Sasvári & Heigy 2002, Martínez *et al.* 2003, Zuberogoitia *et al.* 2004, Solonen 2005, Zuberogoitia *et al.* 2007). Todavia, para iniciar a época reprodutora, estas aves não constroem o ninho, procuram-nos feitos por outras aves em anos anteriores ou escolhem uma depressão no solo, um buraco numa árvore ou uma fenda numa rocha ou edifício, persistindo no local normalmente durante todo o ano, podendo abandoná-lo unicamente em situações de fracasso reprodutor precedente, perda de um dos progenitores, indisponibilidade de alimento, elevado risco de predação ou presença de indivíduos conspecíficos e perturbação antrópica (Martínez & López 1995, Appleby & Redpath 1997, Sergio & Newton 2003, Avotins 2004, Sergio *et al.* 2007).

Em Portugal, mochos, corujas e bufos são os nomes vernáculos atribuídos às aves de rapina nocturnas que caracterizam a Ordem *Strigiformes*, estando estes incluídos em duas Famílias extantes: *Strigidae* ou aves de rapina nocturnas típicas, que inclui 22 géneros (161 espécies), dos quais ocorrem em Portugal, o género *Otus* (Mocho d'orelhas, *Otus scops*), *Bubo* (Bufo-real, *Bubo bubo*), *Strix* (Coruja-do-mato, *Strix aluco*), *Athene* (Mocho-galego, *Athene noctua*) e *Asio* (Bufo-pequeno, *Asio otus* e Coruja-do-nabal, *Asio flammeus*) e a Família *Tytonidae*, que inclui dois géneros, dos quais apenas *Tyto* ocorre em território nacional, estando representado por uma única espécie, a Coruja-das-torres *Tyto alba* (Mikkola 1983, Rufino 1989, Cramp *et al.* 1992, Hagemeyer & Blair 1997, Elias *et al.* 1998, Equipa Atlas 2008).


Contudo, apesar dos conhecimentos gerais já existentes, a compreensão sobre a biologia básica das aves de rapina nocturnas ainda é pobremente percebida na região mediterrânica, particularmente em Portugal, quando comparada com outras espécies de aves, sendo que poucas pesquisas têm sido conduzidas e delineadas no sentido de desmistificar essa falta de conhecimento, o que por consequência tem levado somente à publicação de artigos incidentes sobre um número restrito de espécies, em que apenas são abordados um conjunto limitado de temas da sua ecologia, nomeadamente estudos de dieta, dado que suscitam enorme interesse pois constituem um dos processos ecológicos e evolutivos mais importantes que afectam a morfologia e comportamento das espécies (Martínez & López 1995, Tomé *et al.* 2008).



Ao contrário do que se tem verificado em alguns países da Europa, poucos cientistas nacionais, interessados nos princípios ecológicos básicos das comunidades faunísticas, iriam escolher estudar espécies de carácter nocturno que se reproduzem em baixas densidades, frequentemente em locais remotos e inacessíveis (Reino 2000, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Provavelmente por estes motivos, as técnicas de monitorização a aplicar para censar estas rapaces, estão longe de estarem delineadas e completas, existindo certas carências de conhecimento que têm a ver com questões concretas sobre aspectos ecológicos relativamente complexos sobre abundância, distribuição e comportamento destas aves, à escala local e sobretudo regional (Martínez & Calvo 1997, Elias *et al.* 1998, Fajardo 2001, Takats *et al.* 2001).

Neste contexto, e atendendo às espécies de rapinas nocturnas enumeradas como potencialmente presentes no nosso país, suscitou-se o interesse, no âmbito desta tese, em estudar de uma forma mais pormenorizada três rapaces que apesar de actualmente não se encontrarem catalogadas como ameaçadas a nível nacional, podem encontrar-se em discreta regressão, dado que são predadores de topo frequentemente sujeitos a adversidades, sobretudo de cariz antropogénico, mantendo-se neste sentido numa posição dentro do âmbito da conservação, em geral delicada, sendo elas, a Coruja-das-torres (*Tyto alba*), o Mocho-galego (*Athene noctua*) e a Coruja-do-mato (*Strix aluco*). As espécies em questão, tal como muitas outras aves de rapina nocturnas, não têm sido alvo de muitos estudos metodológicos no contexto do território nacional, sendo este estudo veemente no sentido de colmatar os inúmeros hiatos actualmente constatados, sobretudo no que se refere a análises de distribuição e densidade. Deste modo, achou-se determinante, no contexto dos objectivos delegados para esta tese, possuir um sucinto “background” de informações e pormenores variados sobre a biologia, ecologia e factores de ameaça que assolam estas três rapaces.

A Coruja-das-torres é uma espécie cosmopolita, amplamente distribuída em Portugal sendo a população estimada em cerca de 2000 a 6000 casais (Cabral *et al.* 2005, Elias *et al.* 1998, Equipa Atlas 2008). Trata-se de uma espécie maioritariamente associada a biótopos abertos, culturas cerealíferas e terrenos agrícolas onde ocorre em zonas de extensa rede de corredores de alimentação (e.g. monoculturas de sequeiro e pastagens) situadas ao longo das margens de valas de drenagem, rios e



sebes, assim como biótopos semi-abertos, tais como áreas arborizadas pouco densas (e.g. montados de azinho e soutos) onde cria em cavidades de árvores, evitando normalmente florestas de resinosas (Mikkola 1983, Tomé & Silva 1994, Elias *et al.* 1998, Lourenço *et al.* 2002, Equipa Atlas 2008).

Adicionalmente, a sua preferência por construções humanas faz com que se encontre igualmente próxima do Homem, nidificando em igrejas, moinhos antigos, celeiros, quintas, ruínas e mesmo povoações, apresentando neste sentido hábitos relativamente antropófilos (Mikkola 1983, Cramp *et al.* 1992, Gil-Sánchez *et al.* 1999, Martínez & Zuberogitia 2004).

A Coruja-das-torres é uma espécie predominantemente sedentária, que mostra clara preferência por habitats com elevada disponibilidade e diversidade de presas, onde a sua dieta principal é baseada em micro-mamíferos roedores, onde predominam as espécies do género *Mus* e *Apodemus*. Aquando da escassez de alimento, poderá realizar alguns movimentos no período não reprodutor, procurando sobretudo presas alternativas, tais como, anfíbios, pequenos répteis e insectos, podendo neste sentido alterar consideravelmente a dimensão do seu território, sendo este estimado em cerca de 706 ha (Mikkola 1983, Martínez & López 1995, Fajardo *et al.* 1998, Hoyas & López 2002, Altwegg *et al.* 2003, Kasprzykowski & Golawski, 2006).

A obtenção do alimento é feita através de caça em poisos para detecção das presas e muitas vezes em voo baixo e linear, geralmente seguindo orlas de campos entre uma a duas horas antes do nascer do sol e depois do anoitecer (Cramp *et al.* 1992, Hagemeyer & Blair 1997, Ramsden 2003). A nível da reprodução, esta inicia-se em Abril, executando normalmente uma postura por ano com cerca de 2 a 7 crias, sendo estas nidícolas (Cramp *et al.* 1992, Tomé & Silva 1994).

Nos últimos anos as populações de Coruja-das-torres têm apresentado em termos globais, um declínio moderado na grande maioria dos países da Europa (e.g. Espanha e Inglaterra), sendo por isso legalmente considerada uma espécie SPEC 3, apesar de entre 1998 e 2003 ter anunciado uma ligeira recuperação das suas populações a nível da sua distribuição neste continente (Cramp *et al.* 1992, Martínez & Calvo 1997, Newton *et al.* 1997, Elias *et al.* 1998, Fajardo *et al.* 2000, Fajardo 2001, BirdLife International 2004, Escandell, 2004).



Em Portugal, apesar de os dados de abundância ainda serem escassos, trata-se de uma espécie não ameaçada, com as populações residentes consideradas relativamente estáveis sobretudo no Alentejo, onde as populações aparentemente são mais numerosas, podendo a população invernante apresentar algumas flutuações (Figura 1).

Todavia, tem-se registado nos últimos tempos uma perda de alguns territórios, sobretudo no interior do barlavento algarvio, o que poderá levar a uma possível especulação sobre a sua regressão à escala local (Cramp *et al.* 1992, Elias *et al.* 1998, Gil- Sánchez *et al.* 1999, Cabral *et al.* 2005, Equipa Atlas 2008).



Figura 1. Mapa de distribuição de Coruja-das-torres (*Tyto alba*) em Portugal, com base em dados 1999-2005 (Equipa Atlas 2008).

Tal como a Coruja-das-torres, o Mocho-galego pode ocupar uma grande diversidade de habitats homogêneos principalmente no centro e sul do país, sendo uma rapina nocturna igualmente muito característica de paisagens agrícolas, sobretudo cultivos cerealíferos onde exista disponibilidade de locais de nidificação, assim como culturas hortofrutícolas, montados pouco densos, pastagens e olivais, particularmente propícios à espécie pela abundância de presas (Hagemeijer & Blair 1997, Martínez & Calvo 1997, Fajardo *et al.* 1998, Santos 1999, Kasprzykowski & Golawski, 2006, Zabala *et al.* 2006, Equipa Atlas 2008, Tomé *et al.* 2004, 2008, Gomes *et al.* 2009). Segundo a bibliografia, o Mocho-galego é uma rapina oportunista e perfeitamente adaptável a áreas humanizadas, beneficiando também de alguns habitats criados pelo homem tais como jardins, sebes e parques com poucos espaços verdes, pelo facto de fornecerem



maior disponibilidade de recursos alimentares (Mikkola 1983, Gil-Sánchez *et al.* 1999, Chace & Walsh 2004, Tomé *et al.* 2004).

Em Portugal continental, o Mocho-galego é uma rapina nocturna sedentária, geralmente fiel ao seu território, possuindo hábitos crepusculares e diurnos, ao contrário das restantes rapaces, o que facilita a sua observação. (Brinzal, 1992, Martínez & Calvo 1997, Elias *et al.* 1998, Equipa Atlas 2008). Trata-se de uma espécie muito generalista, variando a sua dieta consoante a estação do ano, sendo fundamentalmente insectívoro no Verão, complementando a sua dieta com micro-mamíferos no Inverno, capturando as suas presas sob um vasto leque de técnicas, onde se realça a captura de insectos no solo (Martínez & Calvo 1997, Chace & Walsh 2004, Escandell 2004), sendo a mais terrestre das Strigiformes nacionais.

A reprodução compreende-se entre os meses de Abril a Maio, nidificando maioritariamente em aglomerados rochosos, edifícios e cavidades de árvores velhas, escolhendo o ninho, não apenas pelas características associadas ao próprio local de nidificação, mas também pelas que representam o meio envolvente, sendo a área vital dos casais reprodutores relativamente pequena, variando entre os 14 a 120ha (Hagemeijer & Blair 1997, Escandell 2004, Kasprzykowski & Golawski 2006, Tomé *et al.* 2008, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).

Segundo os dados obtidos através do programa *Noctua*, o Mocho-galego é considerada a espécie de rapace nocturna mais abundante e a segunda mais amplamente distribuída na Europa (Escandell 2005). Porém, apesar dessa tendência populacional aparentemente positiva, nos últimos 40 anos, as suas populações têm sofrido um declínio severo em grande parte dos países europeus, suscitando a atenção de muitos conservacionistas e investigadores, especialmente na Europa central e ocidental, sendo deste modo igualmente classificada como SPEC 3 (Hernandez 1988, Tucker *et al.* 1994, Leigh 2001, BirdLife International 2004, Zabala *et al.* 2006, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Segundo Tomé *et al.* (2008), o pequeno número de posturas, bem como de juvenis em dispersão são uma consequência da variação geográfica deste declínio que tem sobretudo uma incidência antropogénica.

Todavia, em Portugal esta pequena rapace, é actualmente uma espécie não ameaçada em termos de estatuto de conservação, tendo sido quantificadas as suas populações mais numerosas no sul do país, nomeadamente em olivais (Lourenço *et al.* 2002) (Figura 2).



Não obstante, muitos autores asseguram que nas últimas três décadas, se tem produzido um decréscimo populacional de efectivos populacionais ibéricos, em consonância com a tendência marcada de declive, observada na maior parte da sua área de distribuição Europeia. No entanto não existem censos nacionais que corroborem com informação quantitativa viável, essa instabilidade populacional anunciada (Martínez & Zuberogoitia 2004, Elias *et al.* 1998, Zabala *et al.* 2006, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).

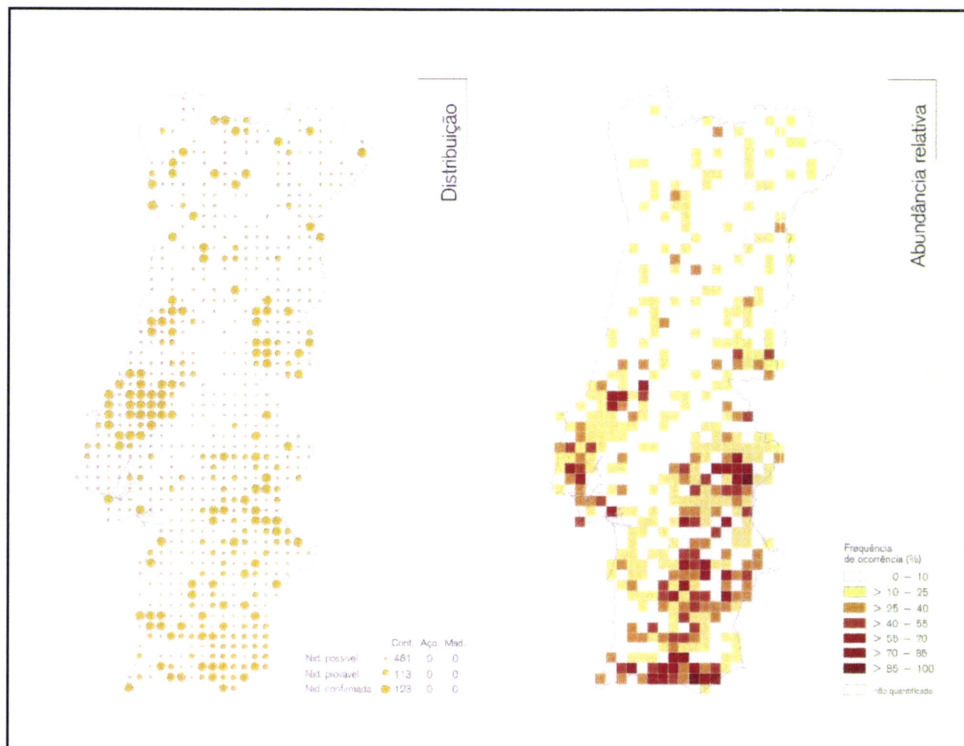
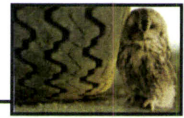


Figura 2. Mapas de distribuição e abundância relativa de Mocho-galego (*Athene noctua*) em Portugal, com base em dados 1999-2005 (Equipa Atlas 2008).

A Coruja-do-mato é uma rapace nocturna de carácter residente, do qual possui uma área de distribuição que cobre grande parte do continente europeu (população reprodutora estimada em cerca de 480000 casais) (Cramp *et al.* 1992, Solonen 2005, Zawadzka & Zawadzki 2007).

Em Portugal, a Coruja-do-mato ocorre por todo o país, sendo uma espécie eminentemente florestal, podendo frequentar preferencialmente habitats arborizados do centro e sul do território nacional, tais como florestas de folha caduca, plantações adultas de resinosas, bosques autóctones bem conservados (bem como as suas orlas)



e montados de sobro e azinho bem estruturados (Cramp *et al.* 1992, Galleotti 1994, Hagemeyer & Blair 1997, Martínez & Calvo 1997, Elias *et al.* 1998, Lourenço *et al.* 2004, Equipa Atlas 2008). Contudo, apesar de ser uma espécie tipicamente florestal, denota-se um certo carácter antropófilo que resulta de uma presença relativamente comum em zonas humanizadas nomeadamente jardins e parques, que segundo os autores, podem constituir habitats de qualidade superior para estas rapaces, dado que neste tipo de ambiente urbano não existe perseguição e competição directas (típica nas regiões rurais), assim como a abundância de alimento é notória, tendo como presas principais pequenas aves, por oposição aos micro-mamíferos das zonas rurais (Ranazzi *et al.* 2000b, Chace & Walsh 2004, González *et al.* 2007, Equipa Atlas 2008) Contudo, as alterações no tamanho das populações e produtividade deste predador generalista são maioritariamente atribuídas à disponibilidade de alimento, sendo que a composição da sua dieta mostra claras variações entre estações e habitats, causadas particularmente pela diferenciação entre as presas principais e secundárias (Galleotti 1994, Redpath 1994, Ranazzi *et al.* 2002, Avotins 2004, Zawadzka & Zawadzki 2007). Assim, mediante alguns estudos, em que se recorreu à análise de plumadas, a sua presa mais importante são os micro-mamíferos, especialmente roedores (género *Microtus*), que completam 70% da biomassa ingerida, mas a lista de espécies consumidas também pode incluir pequenas aves, insectos, anfíbios e répteis, sendo estes capturados, mediante espera num poiso elevado a partir do qual detecta as presas através da visão e audição (Hagemeyer & Blair 1997, Martínez & Calvo 1997, Galleotti 2001, Avotins 2004, Francis & Saurola 2004).

A Coruja-do-mato reproduz-se entre Fevereiro e Março, utilizando em geral como ninho, buracos naturais nas árvores, ou em alternativa pode também nidificar em ninhos de outras aves, buracos de edifícios ou ninhos artificiais, sendo que os casais reprodutores podem permanecer no território durante vários anos, circunstância bastante frequente nas rapaces florestais (Mikkola 1983, Hagemeyer & Blair 1997, Martínez & Calvo 1997).

Os juvenis são dependentes dos progenitores até aos 3 meses de idade, dispersando no período de Agosto a Novembro, no intuito de procurar novos territórios (também eles florestais) para iniciarem a época de reprodução (Martínez & Calvo 1997, Elias *et al.* 1998, Overskaug *et al.* 1999).



Tal como se verifica na Europa, em Portugal, a Coruja-do-mato é uma espécie não ameaçada, cujas populações ainda se encontram relativamente estáveis, sendo neste sentido considerada uma SPEC4 (Figura 3) (Hagemeijer & Blair, 1997, Martínez & Calvo 1997, BirdLife International 2004, Escandell 2004, 2005).

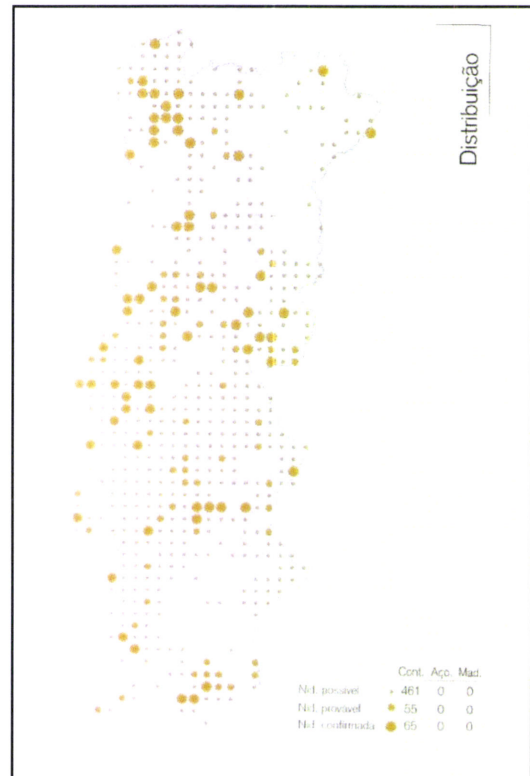


Figura 3. Mapa de distribuição de Coruja-do-mato (*Strix aluco*) em Portugal, com base em dados 1999-2005 (Equipa Atlas 2008).

Contudo, apesar de esta espécie aparentemente não apresentar problemas de conservação de maior preocupação, tem-se verificado uma distribuição espacial das suas populações cada vez mais descontínua por toda a Península Ibérica, o que suscita alguns motivos de apreensão relativamente à estabilidade desta rapace a médio-prazo, sendo crucial averiguar quais as potenciais causas responsáveis pelo declínio das populações de Coruja-do-mato no contexto dos sistemas florestais ibéricos (Elias *et al.* 1998, Escandell 2005, Equipa Atlas 2008).

As aves de rapina incluem a maior proporção de espécies ameaçadas quando nos referimos à fauna portuguesa. Apesar de as espécies seleccionadas, não possuírem um estatuto de conservação actualmente desfavorável, relativamente à maioria dos Strigiformes que ocorrem em Portugal, é notório que estão gradualmente sujeitas a ameaças e problemas diversos que comprometem seriamente a viabilidade e sobrevivência das suas populações, tendo sido evidente o seu declínio em muitos países europeus (Borrallho 1990, Elias *et al.* 1998, Benjamin 2005, Cabral *et al.* 2005), estando neste sentido legalmente incluídas no Anexo II da Convenção de Berna (DL nº316/89 de 22 de Setembro) e Anexo II-A da Convenção de Washington (CITES) (DL nº114/90 de 5 de Abril). Em Portugal só recentemente têm sido efectuados alguns



estudos em ordem a perceber quais os principais factores de ameaça e causas de mortalidade que põem em causa a sobrevivência destas espécies a uma escala populacional. Contudo, conjugando informação nacional com análises efectuadas noutros países, é bastante perceptível que para estas três espécies, assim como para a maioria das aves, a alteração e destruição de habitat natural, é causa maior do seu declínio, sendo um factor determinante para o processo de extinção destas espécies (Borrinho 1990, Brinzal 1992, Martínez & Calvo 1997, Geneletti 2003, Benjamin 2005). A paisagem mediterrânica tem sofrido um sem número de alterações que já são visíveis há séculos. A profunda expansão da superfície do território para fins agrícolas, assim como a transformação do uso do solo como resultado da intensificação e transformação dos sistemas agrários tradicionais tem levado ao desaparecimento da vegetação natural (e.g. eliminação de árvores velhas) e como consequência reduzido ou eliminado gradualmente a disponibilidade de potenciais locais de nidificação sobretudo para o Mocho-galego e Coruja-das-torres, sendo que para esta rapace, a demolição e reconversão de edifícios agrícolas mais antigos, juntamente com o aumento da ocupação humana dos mesmos, também reduz seriamente as suas oportunidades de nidificação e dormida (Tucker *et al.* 1994, Gil-Sánchez *et al.* 1999, Ramsden 2003, Tomé *et al.* 2004, Cabral *et al.* 2005, Kasprzykowski & Golawski, 2006, Zabala *et al.* 2006, Equipa Atlas 2008).

Como consequência, estas alterações no próprio local de nidificação, têm levado ao desaparecimento ou isolamento e fragmentação populacional destas espécies na zona afectada, pois os indivíduos vêem-se forçados a ocupar habitats alternativos, de menor qualidade, circunstância que se repercute no rendimento reprodutor da população (Brinzal 1992, Martínez & Calvo 1997, Martínez & Zuberogoitia 2004, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Num estudo efectuado sobre as populações de Mocho-galego em Alicante, Martínez & Zuberogoitia (2004), demonstraram como a diminuição dos cultivos arbóreos tradicionais de sequeiro, permitiram um incremento na ocupação de territórios em habitats sub-óptimos dentro de ambientes rurais de qualidade inferior. Adicionalmente, as modificações constantes no mosaico agrícola, também se repercutem num decréscimo da diversidade de habitat, nomeadamente em termos de cobertura vegetal, tornando as espécies de presas visíveis e portanto mais vulneráveis aos predadores (Benjamin 2005, Gil-Sánchez *et al.* 1999), assim como essa



diminuição da disponibilidade alimentar, se traduz em detrimento do uso massivo de agro-químicos (Mikkola 1983, Leigh 2001, Van't Hoff 2001, Escandell 2004, Tomé *et al.* 2004, 2008).

Nas últimas quatro décadas, a utilização de organoclorados na agricultura, tem sido responsável pelo declive de muitas populações de aves de rapina nocturnas em todo o mundo. São compostos extraordinariamente estáveis, podendo permanecer na natureza durante muito tempo, sendo a sua solubilidade, cumulativa na corrente sanguínea das presas (e.g. rodenticidas anti-coagulantes que causam a morte ou diminuem as capacidades motoras das espécies) tornando mais fácil a sua captura por parte das rapaces, causando a sua posterior intoxicação, em níveis por vezes não letais mas que diminuem a fertilidade de certas espécies (Brinzal 1992, Francis & Bradstreet, 1997, Martínez & Calvo 1997, Meunier *et al.* 2000, Van't Hoff 2001, Ramsden 2003). Segundo Van't Hoff (2001), o input de fertilizantes e insecticidas provoca uma diminuição na disponibilidade de presas (nomeadamente Ortópteros), base da dieta do Mocho-galego e uma redução da eficácia reprodutiva, nomeadamente devido à exposição a contaminantes de natureza diversa, o que pode produzir uma série de anomalias nos ovos (e.g. diminuição da espessura da casca do ovo). Adicionalmente, Beersma & Beersma (1999) constatou que a toxicidade de rodenticidas é elevada para a Coruja-das-torres, sendo que dos 145 indivíduos recolhidos no Reino Unido, entre 1983 e 1989, 10% continham substâncias químicas no seu organismo, assim como Newton *et al.* (1997) observou que das 131 aves encontradas mortas na Grã-Bretanha entre 1993 e 1994, 32% correspondiam a envenenamento com pesticidas.

Todavia, a fragmentação e destruição de habitat não afecta unicamente rapaces nocturnas que habitam áreas agrícolas, as espécies tipicamente florestais, tal como a Coruja-do-mato, mostram igualmente uma elevada sensibilidade à perda ou substituição de bosques originais e desflorestação de matas de produção de lenho por monoculturas intensivas ou pela acção do fogo ou crescente urbanização (Tucker *et al.* 1994, Gil- Sánchez *et al.* 1999, Salvati *et al.* 2001, Reino *et al.* 2009).

Essa degradação dos padrões florestais também contribui para o efeito de orla, criando-se neste sentido, uma nefasta armadilha ecológica para esta espécie, pois incrementa o fracasso reprodutor desta ave, consequência da maior incidência de predadores, parasitas e moléstias humanas (Zuberogitia *et al.* 2004).



Em Portugal, assim como no resto da Europa, todas as aves de rapina estão protegidas por lei, não se podendo caçar nem controlar nenhuma delas. Todavia, esse vínculo legislativo é muitas vezes descurado, dada a perseguição humana, associada a crenças e superstições, que tem como consequências, o abate ilegal intencionado (sobretudo por caçadores face à competição pelas mesmas presas de interesse económico e social), o envenenamento e a pilhagem de ovos e crias no ninho, que tem sido responsável por uma elevada mortalidade de um grande número de aves de rapina nocturnas, podendo ter um impacte igualmente significativo para o futuro das suas populações (Mikkola 1983, Borralho 1990, Brinzal 1992, Tucker *et al.* 1994, Fajardo 2001, Van't Hoff 2001, Equipa Atlas 2008). Segundo alguns estudos efectuados a nível ibérico, verifica-se que ao longo dos tempos, a perseguição directa, recorrendo ao tiro deliberado ou acidental, na Coruja-das-torres é um factor de mortalidade genérico, determinante para a sua regressão local. Segundo Martínez & López (1995) e Martínez & Zuberogoitia (2004), a caça ilegal foi considerada a primeira causa de morte em Espanha, tanto nos juvenis (38,5%) como ao nível dos adultos (55,3%).

O Mocho-galego é igualmente uma espécie lesada por esta causa de mortalidade não natural, tendo sido registado por Hernandez (1988), 4,3% das mortes atribuídas à caça ilegal e 3,1% a capturas no ninho.

Outro problema que ultimamente se tem mostrado como um sério impacte sobre as espécies de nocturnas em estudo é a colisão e electrocussão em cabos de alta tensão e pequenas linhas de transporte de energia (Gil- Sánchez *et al.* 1999, Sergio *et al.* 2004a). Apesar de ser considerado por muitos investigadores, como um risco menos frequente, dado que possivelmente a ave pode detectar a presença da estrutura, as aves mais susceptíveis são as que efectuam voos crepusculares a nocturnos, estando o risco de electrocussão relacionado com factores técnicos (*e.g.* características de apoio, matéria-prima do cabo) e biológicos (*e.g.* tipo de habitat em redor dos cabos, densidade de ninhos e comportamento da aves) afectando os indivíduos adultos em áreas de nidificação e os juvenis em áreas de dispersão (Bevanger 1994, Martínez & Calvo 1995, Chace & Walsh 2004). Contudo, em Portugal não existem estudos dirigidos às espécies em questão, existindo somente alguns dados de mortalidade obtidos estatisticamente por entidades privadas do sector eléctrico.



Finalmente como consequência da prevalência e do avanço do desenvolvimento das estradas, a colisão que ocorre nestas infra-estruturas lineares, continua a levar à morte inúmeras espécies de aves de rapina nocturnas, tendo para isso contribuído o aumento do volume do tráfego automóvel, sendo a mortalidade por atropelamento, actualmente a causa de morte não natural mais evidente e bem documentada para estas aves, tornando-se uma ameaça directa para a viabilidade populacional das espécies, no contexto nacional e europeu (Glue 1973, Hernandez 1988, Fajardo 2001, López 2003) (Ver capítulo 3).

É facto adquirido que as aves de rapina nocturnas mantêm desde sempre, uma posição dentro do âmbito da conservação geralmente delicada em Portugal. Conhecer a distribuição e estatuto em um determinado momento, é fundamental como base para a realização de qualquer esforço encaminhado para a sua conservação (Gil-Sánchez *et al.* 1999). Contudo, perante os declínios pronunciados e dramáticos, observados em várias espécies de rapaces nocturnas por vários países da Europa, faz com que, cada vez mais, conservacionistas e investigadores nacionais, actuem no sentido de dissipar a ainda acentuada falta de conhecimentos acerca de vários aspectos sobre a biologia e ecologia destas espécies, assim como a adequação do estatuto de conservação vinculado em contexto nacional.

Todavia, para que esse “background” seja adquirido, é necessária a realização de um programa de monitorização harmonioso e efectivo, adequado às suas populações e tendências, que assuma especial relevância para a definição atempada de medidas de conservação eficazes e efectivas a médio/ longo prazo, que incidam sobretudo nos habitats ocupados por estas espécies, tendo especial preocupação na posterior avaliação da efectividade das mesmas (Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008). Adicionalmente, para maior sucesso e fidedignidade do mesmo, deverão estar integradas novas metodologias, mais expeditas e padronizadas (e.g. telemetria), que permitam dissipar esses hiatos, incrementando o grau de conhecimento sobre a distribuição, tendências populacionais e sobretudo que permitam reconhecer a razão das flutuações que as populações adquirem no tempo e no espaço, percebendo quais os factores determinísticos que estarão envolvidos no seu actual declínio, em ordem a desenvolver melhores políticas locais e regionais e programas e conservação e manutenção dirigidas a combater tais tendências, assegurando a produtividade e conservação das espécies em foco (Martínez & Calvo 1997, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2000, Zabala *et al.* 2006, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008).



5. Objectivos

Pretende-se com este estudo apresentar o estado do conhecimento sobre o impacto das rodovias na densidade de aves de rapina nocturnas, que tiram proveito dos habitats marginais às mesmas e paralelamente conhecer quais os efeitos relativos do habitat, densidade e características das vias, nos níveis de mortalidade por atropelamento detectados para estas rapaces. Contudo, é de ressaltar que estas duas vastas linhas de acção, remetem para várias abordagens, das quais se pretende obter respostas conclusivas e viáveis do ponto de vista conservacionista, que fundamentem as principais razões da problemática inerente a estes predadores de topo, sendo elas:

- 1) Estudo do efeito das estradas e intensidade de tráfego na densidade de aves de rapina nocturnas;
- 2) Estudo da relação da mortalidade de rapinas nocturnas na região em causa, estando esta associada a áreas de elevada densidade populacional.

6. Área de Estudo

Este estudo teve lugar na região do Alentejo, situada a sul do território português, centrado nas coordenadas geográficas (08°04' W/ 38°37' N) do sistema Hayford Gauss Militar, Datum Lisboa, ocupando cerca de 36400ha (Figura 4).

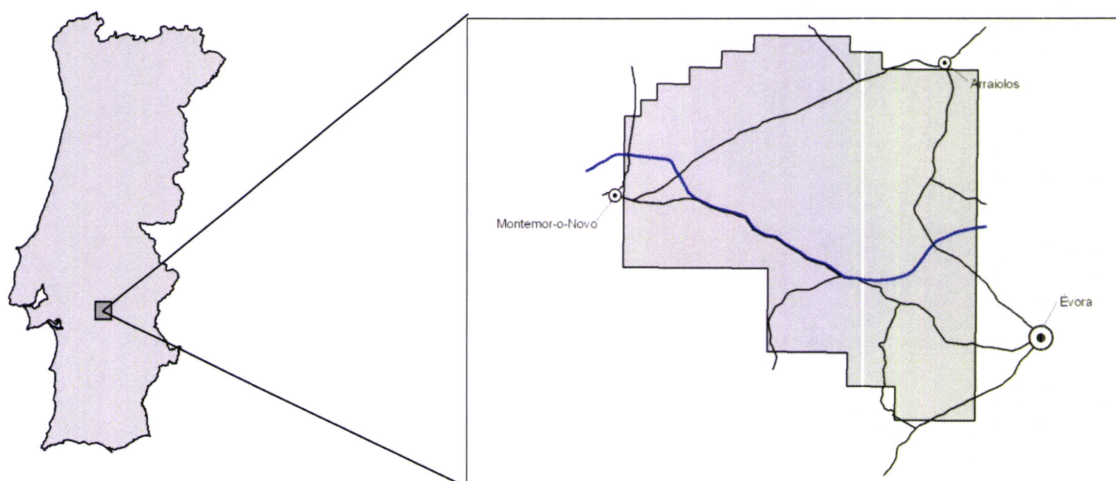
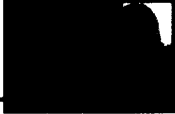


Figura 4 – Localização e delimitação da área de estudo. As linhas a cinzento representam as estradas nacionais; a linha azul representa o troço da Auto-estrada A6.




Incluindo-se no piso bioclimático mesomediterrânico, esta área é sobretudo caracterizada pelas suas vastas planícies, possuindo elevações que variam de 200m a oeste para 400m a leste (Rivas-Martinez 1981, Mesquita 2005). O clima é relativamente uniforme, com temperaturas médias diárias do ar entre os 15° e os 17,5°C, sendo que a precipitação média anual pode variar de 500mm a 800mm (Rivas-Martinez 1981).

A área exibe uma heterogeneidade paisagística relevante sendo espacialmente dominada pelos montados, de sobro (*Quercus suber*) e azinho (*Quercus rotundifolia*), áreas abertas (cerealiculturas e pastagens), cultivos lenhosos de vinhas, olivais e pomares e áreas urbanas, típicas de um enquadramento biogeográfico na Província Luso-Estremadura/ Sector Mariânico-Monchiquense (Costa *et al.* 1998).

A área em foco encontra-se abrangida pelas localidades de Montemor-o-Novo, Arraiolos e Évora, sendo que, os primeiros concelhos actuam como “áreas satélite” da cidade de Évora, havendo por isso um tráfego diário intenso e constante, estabelecido por uma rede viária pouco densa. Apresenta uma densidade populacional relativamente baixa, com a maioria dos concelhos a não exceder, em média os 43 habitantes/Km² (Beja 1995).

As rodovias seleccionadas para a realização dos censos de mortalidade de Strigiformes transpõem todos os biótopos referidos. Abrangem fundamentalmente os troços de estrada compreendidos pelas Nacionais que ligam Montemor-o-Novo a Arraiolos e Évora, respectivamente EN4, EN114(4) e EN114, bem como os troços que constituem a via intermédia da Valeira ao cruzamento da EN114, nomeadamente a EN370 e extensão R-114-N, contemplando aproximadamente 37,3Km de monitorização longilínea.

Estas infra-estruturas apresentam uma faixa de rodagem em cada sentido (pontualmente duas), somando uma largura de cerca de cinco metros. O traçado é de um modo geral linear em toda a sua extensão. As estradas prospectadas encerram em quase toda a sua totalidade, bermas largas (1-2m), alcatroadas, o que permite a circulação em marcha lenta, sem perturbar a fluidez do tráfego. Junto às bermas, por vezes ocorrem corredores de árvores ou arbustos de grande porte. A ladear as estradas, surgem também vedações de vários tipos, bem como postes de linhas eléctricas e telefónicas, em ambos os sentidos.



Em relação ao habitat marginal, para além dos usos já referidos, é possível observar a presença de alguns aglomerados populacionais (referentes às principais localidades mencionadas, entre outras), bem como ocorrem pontualmente pequenos aglomerados agrícolas (alguns abandonados).


7. Metodologias

Seguidamente encontram-se mencionados os vários procedimentos metodológicos que foram aplicados no decurso da realização deste trabalho.

7.1. Distribuição e Densidade de Rapinas Nocturnas


As rapinas nocturnas são um dos grupos avifaunísticos mais difíceis de estudar, dado a sua baixa conspicuidade, associada aos seus hábitos crepusculares a nocturnos, sendo a monitorização da ocupação territorial, sobrevivência e recrutamento da maioria destas aves, problemática de executar (Fuller & Mosher 1981, Johnson *et al.* 1981, Zuberogoitia & Campos 1998, Donnell 2004). Atendendo a estas limitações, aliadas aos problemas normalmente inerentes à realização de qualquer censo (*e.g.* variação na capacidade de detecção associada ao observador; variação temporal e local de actividade das aves), ainda pouco é conhecido sobre as suas tendências populacionais, assim como os seus principais requisitos ecológicos, tornando-se necessária a aplicação de metodologias próprias adequadas às espécies em análise, de modo a procurar garantir a fiabilidade dos resultados (Tomé & Silva 1994, Zuberogoitia & Campos 1998, Martínez & Zuberogoitia 2002, Terry *et al.* 2005).

Os pontos de escuta com recurso ao uso de gravações, é uma técnica muito expedita para censar muitas espécies de aves (*e.g.* com fraca notabilidade, que ocorrem em baixas densidades, possuem vastos territórios ou que habitam locais inacessíveis), sendo possível de efectivar com precisão, se conduzida sobretudo em habitats potenciais de ocorrência das mesmas e durante a fase reprodutora, em que a territorialidade é demarcada, bem como quando as condições ambientais são ideais para a detecção das respostas (*e.g.* Fuller & Mosher 1981, Johnson *et al.* 1981, Takats *et al.* 2001, Donnell 2004, Navarro *et al.* 2005, Manley *et al.* 2006, Petra & Vrezec 2006, Zabala *et al.* 2006, Mitchell & Donovan 2008).



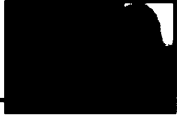
Adicionalmente, esta técnica parece torna-se particularmente útil em termos de custos-benefícios comparativamente com outras metodologias, uma vez que estas aves vocalizam durante todo o ano, fornecendo sobretudo informações a cerca do carácter social dos indivíduos (adultos residentes, “floaters” ou juvenis em dispersão) e alguns aspectos da sua ecologia (e.g. estrutura das vocalizações, possibilitando muitas vezes a distinção entre sexos), facilitando deste modo uma estimativa de alguns parâmetros ecológicos de interesse, como a abundância, densidade reprodutora e probabilidade de ocupação das diferentes espécies ao longo do tempo (e.g. Johnson *et al.* 1981, Redpath 1994, Zuberogoitia & Climent 2000, Overskaug *et al.* 1999, Martínez & Zuberogoitia 2002, Badzinski 2003, Navarro *et al.* 2005, Hausleitner *et al.* 2006, Petra & Vrezec 2006, Mitchell & Donovan 2008).

Todavia, tal como qualquer método de censo direccionado para o estudo das aves, o uso de *playbacks* possui igualmente algumas limitações na sua aplicação, não devendo a sua amostragem geral, abranger uma multiplicidade de espécies em cada ponto de escuta definido, pois na mesma noite da amostragem, poderá ocorrer a inibição da resposta de algumas das espécies presentes ou levar a que as mesmas aves sejam ouvidas repetidamente, sobrevalorizando os dados, devendo-se neste sentido, canalizar esforços para as espécies que *a priori*, respondem positivamente à gravação (Centili 2001, Olson *et al.* 2005, Terry *et al.* 2005, Mitchell & Donovan 2008). Segundo vários autores, o sucesso do uso dos *playbacks*, associado a um menor tempo de resposta, depende do número de sessões de amostragem efectuado em cada ponto de escuta (Centili 2001), 3 visitas são necessárias para possuir 87% de probabilidade de obter pelo menos uma réplica de respostas, não devendo as vocalizações causar habituação, elevado nível de distúrbio ou perturbação na reprodução), depende da espécie em questão, dos seus padrões comportamentais e estatuto social, bem como de outros factores extrínsecos à sua aplicação, tais como as características do habitat, a presença de predadores e disponibilidade de presas, a perturbação humana, a sazonalidade, o clima e os ciclos lunares que podem alterar o seu comportamento e confundir ou inibir as respostas, sobrevalorizando severamente as estimativas de reconhecimento e abundância das espécies-alvo (e.g. Fuller & Mosher 1981, Johnson *et al.* 1981, Lynch 1995, Centili 2001, Salvati & Ranazzi 2002, Navarro *et al.* 2005, Hausleitner *et al.* 2006, Manley *et al.* 2006).



No que se refere à Coruja-do-mato e ao Mocho-galego, a vocalização é o principal mecanismo de comunicação no âmbito da atracção de parceiro e defesa do território, sendo esta constante todo o ano, verificando-se que os machos vocalizam mais activamente durante o período reprodutor entre Março a Junho/Agosto (particularmente se estiverem acasalados) e as fêmeas de um modo geral vocalizam, não somente na defesa do ninho e no encorajamento dos machos na procura de alimento para as crias, mas sobretudo aumentam as suas respostas, nos meses que correspondem à fase de pós – reprodução (Julho a Outubro), quando os ninhos já foram abandonados pelos juvenis e estas pretendem atrair outros machos, com o intuito de iniciar uma nova fase reprodutora (e.g. Johnson *et al.* 1981, Mikkola 1983, Redpath 1994, Zuberogoitia & Climent 2000, Lengagne & Slater 2002, Martínez *et al.* 2002, Martínez & Zuberogoitia 2002, Donnell 2004, Zabala *et al.* 2006).

Contudo, perante noites chuvosas, com ventos a exceder os 32km/hora, nebulosidade, ou elevado luar, a propensão em vocalizar é reduzida para estas espécies, sendo este último factor muitas vezes denunciador da sua presença a presas e potenciais predadores (e.g. Redpath 1994, Tomé & Silva 1994, Takats & Holroyd 1997, Zuberogoitia & Climent 2000, Martínez & Zuberogoitia 2002, Donnell 2004, Navarro *et al.* 2005, Manley *et al.* 2006, Zabala *et al.* 2006). No caso particular da Coruja-do-mato, Lengagne & Slater (2002) observaram em habitat florestal que, em noites secas e calmas, a amplitude acústica da vocalização desta espécie ascendeu até aos 25,2 dB, sendo audível a uma distância de 614m, enquanto que em noites chuvosas, a comunicação vocal foi limitada até aos 74m de distância audível no seu território de ocupação. Apesar de estes elementos biofísicos ainda se encontrarem pouco estudados no que toca ao seu efeito na transmissão da informação acústica, bem como o modo como afectam o comportamento vocal das espécies receptoras do estímulo vocal, foi estudado que a Coruja-das-torres é das aves de rapina nocturnas, a menos receptiva às vocalizações (apenas mais audível nos meses de Março a Maio), sendo que neste caso a procura intensiva de ninhos, poderá constituir, um método mais satisfatório e aconselhável, no âmbito de uma complementaridade com as sessões de *playbacks* (dado que a Coruja-das-torres possui preferências bem definidas em relação aos locais de nidificação), sendo um ponto de partida mais fiel para a obtenção da estimativa do número de indivíduos reprodutores na área em questão (Fuller & Mosher 1981, Tomé & Silva 1994, Zuberogoitia & Campos 1998, Centili 2001, Lengagne & Slater 2002, Lourenço *et al.* 2002, Escandell 2005).




No âmbito da execução desta técnica e considerando esta, ou qualquer outra espécie em estudo, é necessário um conhecimento prévio sobre os habitats preferenciais de nidificação, a cronologia e parâmetros da reprodução (Fuller & Mosher 1981).

Contudo a sua eficiência é fraca comparativamente ao uso de *playbacks*, pois não nos permite localizar uma proporção representativa de territórios de rapinas nocturnas, bem como o seu esforço de amostragem é francamente maior (Zuberogoitia & Campos 1998). Adicionalmente, a luminosidade, condicionada pela altura do dia ou pelo clima, pode modificar a visibilidade das estruturas que servem de ninhos e portanto não evidenciar a presença dos mesmos, como a protecção deste por partes das fêmeas pode desencadear comportamentos agressivos direccionados ao observador, bem como essa perturbação tenderia ao abandono das ninhadas (Fuller & Mosher 1981).

7.1.1. Pontos de Escuta – Sessões recorrendo ao uso de *playbacks*

O método mais efectivo para amostrar as espécies de rapinas nocturnas em estudo, é baseado na realização de pontos de escuta, utilizando *playbacks* de indivíduos conspecificos (Fuller & Mosher 1981, Redpath 1994, Zuberogoitia & Climent 2000, Centili 2001, Takats *et al.* 2001, Lourenço *et al.* 2002, Badzinski 2003).

Este estudo desenvolveu-se em 2 anos e decorreu entre 22 de Março e 20 de Maio de 2005, e entre 22 de Março e 15 de Maio de 2007, atendendo a uma justaposição propositada, com período reprodutor e de defesa territorial destas aves, no sentido de maximizar a detecção das vocalizações (Martínez & Zuberogoitia 2002, Donnell 2004, Navarro *et al.* 2005, Petra & Vrezec 2006, Johnson *et al.* 2007). Neste contexto, foi seleccionada uma malha de 65 pontos pré-definidos, dotados de uma distribuição espacial considerável (delimitados por um *buffer* de 600m que permite trancar o ponto e assim registar a presença/ausência da espécie), que não só permita uma maior cobertura da área a amostrar cobrindo toda a heterogeneidade de habitats que a caracteriza, como também evite um reconhecimento repetido dos indivíduos, atendendo à extensão das suas áreas vitais, particularmente da Coruja-do-mato (*Strix aluco*) (para estudos com esta espécie, é fundamental um aumento da distância entre pontos de cerca de um ou mesmo dois quilómetros) (Fuller & Mosher 1981, Tomé & Silva 1994, Zuberogoitia & Climent 2000, Takats *et al.* 2001, Grosshuesh 2005).

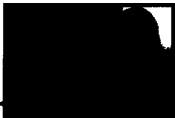


Os censos tiveram o seu início ao crepúsculo (atendendo ao pico de actividade destas aves), em noites com condições climáticas favoráveis (sem chuva ou vento forte) (e.g. Fuller & Mosher 1981, Redpath 1994, Tomé & Silva 1994, Zuberogoitia & Campos 1998, Zuberogoitia & Climent 2000, Martínez & Zuberogoitia 2002, Donnell 2004, Navarro *et al.* 2005, Petra & Vrezec 2006, Zabala *et al.* 2006).

A metodologia seguida em cada ponto de escuta inicia-se com um minuto de escuta simples por parte dos observadores (de modo a detectar as espécies que espontaneamente vocalizam mesmo quando não são solicitadas), seguida de quatro minutos de reprodução de uma gravação, recorrendo a um rádio-gravador, em que alternam vocalizações respeitantes a machos e fêmeas de Mocho-galego (*Athene noctua*), seguido de um período de silêncio de cerca de dez minutos com o objectivo de ouvir as respostas e posteriormente a emissão de vocalizações relativas a machos e fêmeas de Coruja-do-mato, seguido de igual modo, um período de silêncio com a mesma temporalidade e finalidade (Fuller & Mosher 1981, Redpath 1994, Zuberogoitia & Campos 1997, Takats *et al.* 2001, Lourenço *et al.* 2002, Escandell 2005, Zabala *et al.* 2006). Durante a reprodução, o rádio gravador é colocado em zonas mais elevadas (cerca de dois metros do solo), sendo rodado periodicamente durante a emissão do som, de modo a facilitar a sua propagação e posterior detecção por parte dos indivíduos (Johnson *et al.* 1981, Tomé & Silva 1994, Zuberogoitia & Campos 1998).

No decorrer das vocalizações teve-se em consideração o tamanho da ave nocturna, começando por emitir o playback relativo à espécie mais pequena, no sentido de evitar a indução de comportamentos predatórios ou competitivos entre espécies, neste caso respectivamente a gravação de Mocho-galego precede a reprodução das vocalizações para a Coruja-do-mato (Fuller & Mosher 1981, Mikkola 1983, Tomé & Silva 1994, Zuberogoitia & Campos 1998, Manley *et al.* 2006, Zabala *et al.* 2006). No sentido de evitar qualquer factor de variabilidade no âmbito da amostragem, que possa obliterar ou sobrestimar os futuros resultados, é usado continuamente o mesmo rádio com a mesma gravação e na presença de pelo menos um observador experiente (Johnson *et al.* 1981, Redpath 1994).

Cada ponto de escuta foi apenas visitado uma vez, contudo são continuamente registadas em cada área prospectada, as coordenadas geográficas de localização dos pontos, (recorrendo ao uso do GPS), o intervalo temporal da emissão, todos os contactos auditivos e visuais encontrados, a distância a que as aves vocalizaram (a percepção da distância, depende do tamanho do território da espécie, do seu poder



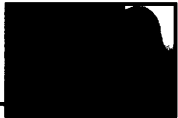
vocal e das condições climáticas que influenciam a acuidade do observador), os movimentos efectuados (direcções) e caso venha a ser possível, o sexo das mesmas (Mikkola 1983, Cramp *et al.* 1992, Redpath 1994, Tomé & Silva 1994, Donnell 2004).

7.2. Procura de Ninhos

A aplicação deste método iniciou-se numa primeira fase no ano de 2005, concretamente de 22 de Março a 20 de Maio, tendo sido prosseguida no dia 22 de Março de 2007 à qual irá dar-se como terminada no dia 15 de Maio do mesmo ano. O objectivo principal da sua execução consiste em localizar todos os ninhos de Corujas-torres, onde teve início uma procura sistemática em toda a área em análise durante este período reprodutor (Fuller & Mosher 1981, Tomé & Silva 1994). Tendo presente que o seu emprego requer um mapeamento prévio de todos os locais potenciais de reprodução e eventuais poisos, que indiquem a presença da espécie, estes já se encontram previamente cartografados, recorrendo a folhas da Carta Militar e ortofotomapas da área a prospectar, tendo em consideração que esta tarefa é relativamente facilitada, uma vez que esta espécie nidifica maioritariamente em áreas humanizadas, tais como casas abandonadas, edifícios rurais, celeiros, silos, torres de igrejas, ruínas e caves (Díaz *et al.* 1996, Hagemeyer & Blair 1997, Zuberogoitia & Campos 1998). Já no local são procurados para além de ninhos, outros indícios desta rapina, tais como penas, regurgitações ou restos de cadáveres de pequenas aves que tenham servido de alimento, sendo posteriormente registados todos os dados relativos à sua presença, podendo neste sentido fornecer algumas informações sobre a sua abundância na área em foco (Redpath 1994).

7.3. Monitorização da Mortalidade

Este estudo prospectivo foi subdividido em termos cronológicos, sendo que os 74,6 Km de estrada (37,3km x 2 sentidos, a fim de cobrir todo o traçado das vias e bermas) foram percorridos primeiramente, entre Janeiro de 2005 até Dezembro de 2006 com uma periodicidade diária, e numa segunda fase, de Janeiro de 2007 a Junho de 2008, com uma periodicidade semanal, totalizando deste modo, 754 sessões de amostragem.



Os transectos são realizados por dois observadores (esporadicamente um) utilizando um automóvel a uma velocidade uniforme de cerca de 30km/hora. Cada ave encontrada nas faixas de rodagem e bermas, é identificada até à espécie, sendo posteriormente removida da estrada para evitar recontagens. Adicionalmente, é registada a sua coordenada geográfica de localização, recorrendo ao uso de um GPS assim como o seu estado de conservação. Em todos os casos presume-se que a causa de morte é o atropelamento decorrente da circulação automóvel, pelo que não é levada a efeito a necrópsia dos cadáveres. O sistema de coordenadas utilizado neste estudo é a projecção Hayford Gauss e Datum Lisboa.

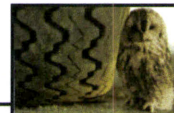
8. Resultados e Discussão

8.1. Resultados Gerais

Após a obtenção dos dados relativos a todo o trabalho de monitorização efectuada no âmbito dos principais objectivos propostos, é fundamental, numa primeira fase analítica, a realização de uma análise exploratória geral. Esta interpretação prévia teve como principal valência, o melhor entendimento e clarificação da informação adquirida, permitindo *a posteriori* a realização de um estudo estatístico mais robusto e acertado, com a devida criação de modelos mais fidedignos para as espécies alvo. Neste contexto, foi efectuada uma quantificação numérica absoluta, assim como cálculos percentuais dos dados relativos aos pontos de escuta, procura de ninhos e mortalidade nas estradas. Paralelamente, procedeu-se à elaboração de uma cartografia preliminar, que permitisse particularmente, numa primeira abordagem, a análise visual dos dados referentes aos pontos de escuta e mortalidade.

8.1.1. Pontos de Escuta

Adicionalmente, também a realização de pontos de escuta direccionados a estas aves de rapina de carácter nocturno, são o segundo grande pilar metodológico deste trabalho, que visa a obtenção de dados que esclareçam e refutem o cumprimento dos objectivos e hipóteses criadas anteriormente (Ponto 1). Neste sentido, é também importante contextualizar temporalmente a execução prática dos mesmos, sendo que tiveram início em 2005 (concretamente do dia 22 de Março a 20 de Maio), e a



amostragem foi de novo prosseguida em 2007, tendo sido executada no mesmo dia, vindo a terminar sensivelmente uma semana mais tarde (nomeadamente a 30 de Maio). Nas figuras 5 e 6 é possível observar a malha de pontos efectuada, sendo importante eximir ligeiras alterações entre os dois anos amostrais, passando sobretudo por um acréscimo de mais três pontos em 2007 (marcados a vermelho) de modo a colmatar os hiatos espaciais, assim como tentar homogeneizar a amostragem e diminuir a sobreposição dos “buffers” (truncados a partir dos 600m).



Figuras 5 e 6 – Malhas de pontos de escuta efectuadas respectivamente no ano de 2005 (65 pontos amostrados) e 2007 (68 pontos amostrados). ○ Novos pontos efectuados em 2007.

A Figura 7 ilustra a sobreposição entre pontos realizados nos dois anos. É possível verificar que os desvios observados são mínimos (2007 a vermelho) sendo importante destacar que as lacunas ainda latentes devem-se sobretudo à impossibilidade de transpor propriedades privadas, outrora disponíveis em termos de acessos, assim como em alguns casos particulares, ao enchimento da Barragem dos Minutos, que em dois anos circunscreveu

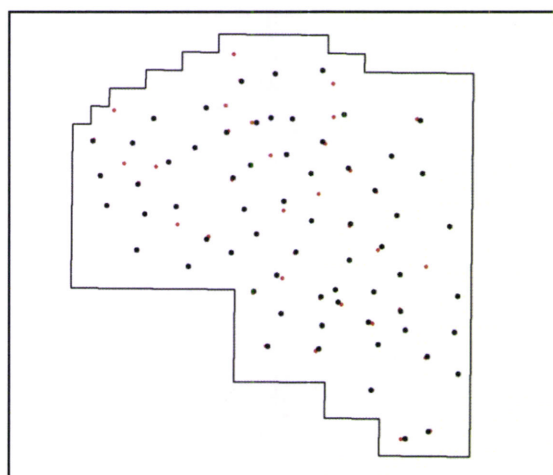


Figura 7 – Desvio de pontos de escuta realizados em 2005 e 2007 (vermelho).

os caminhos principais para a realização dos respectivos pontos ao seu redor.



Assim, atendendo ao cumprimento da realização dos pontos de escuta, direccionados para as três espécies em foco (excluindo o Bufo-pequeno), as diferentes respostas que daí advieram, foram previamente seccionadas, de acordo com uma classificação atribuída às diferentes estradas monitorizadas, tendo esta, sido efectuada com base no número de quilómetros de estrada e tráfego, integrados em cada “buffer”, pretendendo-se apenas reconhecer se este está exposto a grande intensidade de tráfego (AE, EN4, EN114); baixa intensidade de tráfego (estradas secundárias) ou nenhum tráfego (ausência destas infra-estruturas). Neste sentido, e de acordo com a observação do Quadro 1, foi possível reconhecer genericamente, uma maior incidência de respostas “fora de estrada” do que sob a influência das mesmas. Todavia, e inesperadamente foi possível presenciar um registo mais indicativo para as diferentes espécies, em estradas com maior influência de tráfego do que as estradas secundárias, isto é, com fraca densidade de veículos em circulação.

Finalmente, considerando uma discrepância mínima entre o número de pontos realizados entre 2005/2007, não se verificou nesta primeira análise qualitativa, quaisquer diferenças significativas nas respostas dadas entre os dois anos de amostragem.

Quadro 1 - Número de respostas obtidas pelas diferentes espécies, considerando a atribuição de uma classificação às estradas monitorizadas, atendendo à condição dos “buffers”.

<i>Tipo Estrada</i>	<i>Anos</i>	<i>2005</i>	<i>2007</i>
Fora de Estrada		34	35
Baixa Influência Tráfego		13	13
Alta Influência de Tráfego		18	20
Total		65	68

No seguimento da contabilização totalitária do número de respostas obtidas em cada ano, é substancial, acompanhando a mesma distribuição, contabilizar o número de presenças e ausências fornecidas pelas diferentes espécies nos mesmos anos de amostragem (Quadro 2). No presente quadro, observa-se que, relativamente aos pontos efectuados fora de estrada, tanto em 2005 como 2007, quase todos obtiveram respostas positivas (atendendo ao n correspondente), sendo mais uma vez comprovada a sua superioridade relativamente às presenças contabilizadas para os diferentes tipos de estradas.



Adicionalmente, se efectuarmos uma soma do número de presenças nos dois tipos de estradas em 2005 relativamente ao total e ao número de presenças fora de estrada efectuados no mesmo ano, verificamos que a informação resultante indicará que de um modo geral, não existe uma diferença relevante na aparência geral destas aves de rapina nocturnas.

Foi ainda possível observar que o número de ausências em 2007, relativo a estradas sobre forte influência de tráfego ($n=7$) foi superior aos restantes anos. Contudo, os valores obtidos são mesmo assim pobremente significativos.

Quadro 2 - Contabilização total do número de presenças/ausências das diferentes espécies em estudo, atendendo aos diferentes tipos de estrada em que foram realizados os pontos de escuta, nos anos de amostragem considerados.

<i>Tipo Estrada</i>	<i>2005</i>		<i>2007</i>		<i>2005</i>	<i>2007</i>
	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>n</i>	<i>n</i>
Fora de Estrada	32	2	31	4	34	35
Baixa Influência de Tráfego	13	0	10	3	13	13
Alta Influência de Tráfego	16	2	11	7	18	20

P – nº de pontos de escuta com presença de resultados.

A – nº de pontos de escuta com ausência de resultados.

n – pontos de escuta amostrados em cada ano de prospecção, atendendo ao tipo de estrada existente.

Particularizando a contabilização de respostas dadas, especificamente por cada uma das espécies em estudo, foi possível notar através do Quadro 3, que em 2005 a ocorrência de vocalizações de Coruja-do-mato, cobriu 75% dos pontos efectuados.

Conquanto, entre o mesmo ano de monitorização e 2007, não se observaram diferenças proeminentes entre o número de respostas emitidas (valor absoluto e percentual) pelas diferentes espécies, em relação ao total efectuado.

É ainda importante realçar no âmbito da interpretação deste quadro, a existência de uma diferença relativamente acentuada no número de ausências vocais (> 10%) entre 2005 e 2007.



Quadro 3 - Contabilização de respostas por parte de cada espécie de aves de rapinas nocturnas em análise, tendo em conta a totalidade de pontos executados em cada ano indicado.

Espécies Anos	Coruja-do-mato (<i>Strix aluco</i>)	Coruja-das-torres (<i>Tyto alba</i>)	Mocho-galego (<i>Athene noctua</i>)	Sem qualquer resposta	Nº Pontos
2005	49 (75,3%)	13 (20%)	22 (33,8%)	6 (9,2%)	65
2007	44 (64,7%)	7 (10,3%)	21 (30,8%)	16 (23,5%)	68

No contexto do esclarecimento dos dados obtidos, perante a execução da malha de pontos de escuta efectuada, é ainda indispensável abordar o número de pontos com presença de casais reprodutores, particularmente de Coruja-do-mato e Mocho-galego (Quadro 4).

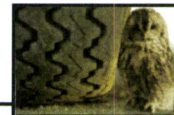
Em termos comparativos, é visível a inexistência de variações significativas na abundância, no que respeita ao número de casais reprodutores entre 2005 e 2007.

Adicionalmente e no âmbito das espécies em particular, a Coruja-do-mato foi a única observada com mais de 4 casais reprodutores por ponto de escuta realizado.

De um modo geral e atendendo às informações anteriores, é visível a coerência na distribuição dos indivíduos ao longo dos dois anos de dados, o que facilita extremamente futuros estudos a realizar sobre o efeito das estradas na densidade destas aves.

Quadro 4 - Contabilização do n.º de pontos de escuta, com presença de pares reprodutores de Coruja-do-mato (*Strix aluco*) e Mocho-galego (*Athene noctua*), nos anos de amostragem de 2005 e 2007.

Pares Reprodutores (n.º)	1		2		3		4	
	S.aluco	A.noctua	S.aluco	A.noctua	S.aluco	A.noctua	S.aluco	A.noctua
Anos								
Espécie	S.aluco	A.noctua	S.aluco	A.noctua	S.aluco	A.noctua	S.aluco	A.noctua
2005	25	15	17	5	6	2	1	0
2007	21	14	14	5	6	1	3	1



Uma vez que os dados abordados no quadro anterior vêm contradizer em larga escala as suposições mencionadas anteriormente, dada a fraca valência de resultados que venham justificar um eventual decréscimo de indivíduos entre 2005 e 2007, foi efectuada uma nova contabilização (Quadro 5), onde no presente caso se pretende analisar se existem discrepâncias proeminentes no número mínimo de casais ouvidos por ponto de escuta, reforçando as hipóteses conjecturadas precedentemente. Pela observação dos resultados, tais vêm de novo comprovar que essas diferenças são inexistentes em relação à abundância entre os 2 anos, apesar das discordâncias verificadas no número de presenças.

Quadro 5 - Número mínimo de pares reprodutores detectados nos pontos de escuta realizados nos dois anos de amostragem.

<i>Espécie</i>	<i>Anos</i>	<i>N.º pares</i>		<i>N.º pares /Ponto escuta</i>	
		<i>2005</i>	<i>2007</i>	<i>2005</i>	<i>2007</i>
Coruja-do-mato		81	79	1,2	1,16
Mocho-galego		31	31	0,47	0,45

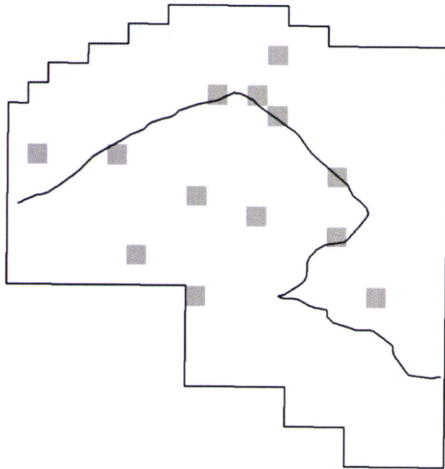
8.1.2. Mapas de Distribuição das Espécies em Estudo

Perante a aplicação da técnica dos pontos de escuta é possível comparar a distribuição das espécies de rapinas nocturnas nos dois anos (Figuras 8 a 16). Todavia é importante ressaltar que falta incluir a informação das presenças adicionais, esporadicamente registadas no enquadramento do processo de monitorização. Adicionalmente, o esforço de amostragem pode ter sido tendencialmente diferente entre anos, o que suscitará diferenças de resultados, que podem dificultar posteriores análises comparativas.



■ Coruja-das-torres

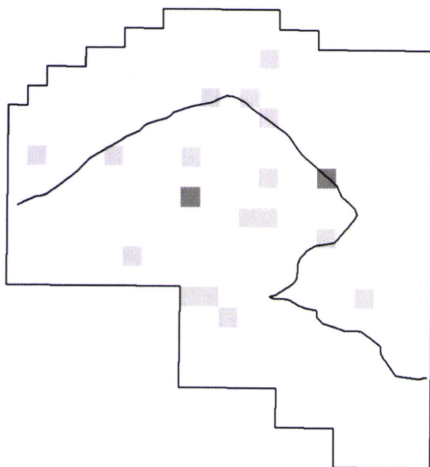
■ **Figura 8** - Presença observada em 2005



■ **Figura 9** – Presença observada em 2007



Figura 10 - ■ Presença observada nos 2 anos
□ Presença observada apenas em 2005



Interpretação dos Resultados Preliminares:

2005 - Presença em 13 Quadrículas 1x1.

2007 - Presença em 7 Quadrículas 1x1.

16 Quadrículas com Presença só num ano

2 Quadrículas com Presença nos 2 anos

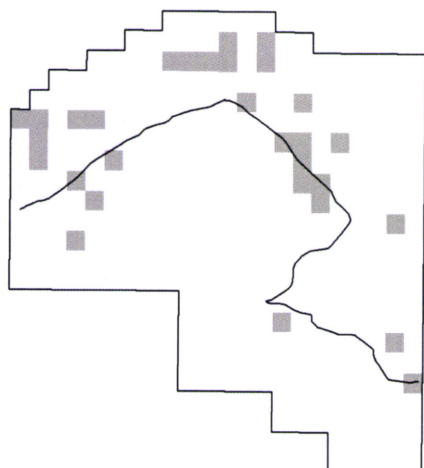
(cinza-escuro)

**Diferença de 6 Quadrículas
(- 42% da área de distribuição)**



■ Mocho-galego

■ Figura 11 - Presença observada em 2005



■ Figura 12 - Presença observada em 2007



Figura 13 - ■ Presença observada nos 2 anos
□ Presença observada apenas em 2005



Interpretação dos Resultados Preliminares:

2005 - Presença em 30 Quadrículas 1x1.

2007 - Presença em 25 Quadrículas 1x1.

31 Quadrículas com Presença só num ano

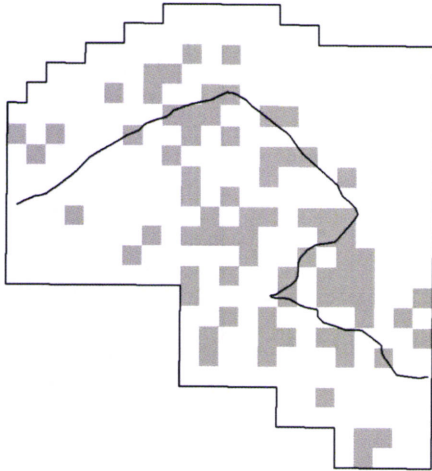
12 Quadrículas com Presença nos 2 anos
(cinza-escuro)

**Diferença de 5 Quadrículas
(- 17% da área de distribuição)**



■ Coruja-do-Mato

■ **Figura 14** - Presença observada em 2005



■ **Figura 15** - Presença observada em 2007

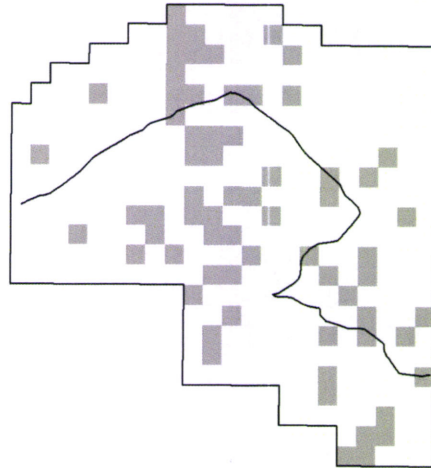
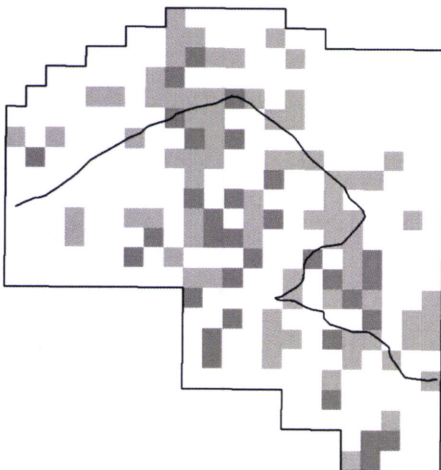


Figura 16 - ■ Presença observada nos 2 anos

□ Presença observada apenas em 2005



Interpretação dos Resultados Preliminares:

2005 - Presença em 77 Quadrículas 1x1.

2007 - Presença em 67 Quadrículas 1x1.

78 Quadrículas com Presença só num ano

33 Quadrículas com Presença nos 2 anos

(cinza-escuro)

**Diferença de 10 Quadrículas
(- 13% da área de distribuição)**



8.1.3. Procura de Ninhos

Dada a fraca fidelidade da Coruja-das-torres à recepção da emissão de vocalizações, recorrendo ao uso de *playbacks*, foi efectuada uma prospecção exaustiva aos principais locais de carácter antrópico (sobretudo casas, montes e igrejas abandonadas) na tentativa de localizar todos os ninhos activos ou outros indícios da sua presença na área, durante o período reprodutor (Redpath 1994). Assim, no Quadro 6, estão expostos os resultados obtidos, mediante a procura em 11 locais diferentes.

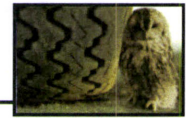
De acordo com o produto da prospecção efectuada, foi então possível observar apenas dois lugares com confirmação de presença de ninhos activos, respectivamente o *Monte das Luzes* e o *Monte do Almo*.

Adicionalmente só eventuais indícios foram encontrados, tais como poisos de alimentação (e.g. *Igreja Senhora das Necessidades*) ou locais de refúgio (e.g. *Monte do Pombal*) sem que estes sejam de facto evidências concretas.

Todavia, se tivermos em conta alguns registos de ninhos encontrados em 2005 (e.g. *Monte do Celeiro* ou *Paco*), verificamos que os mesmos já se encontram abandonados ou até mesmo destruídos, havendo neste sentido uma diminuição gradual para 2007.

Quadro 6 - Resultados da procura de ninhos, através de indícios de presença nos locais prospectados

Monte	Dia	Indícios de Presença	Observações
Monte das Luzes	22 Março	Ninho (7 ovos)	Colheita de Plumadas
<i>Igreja Sr^o das Necessidades</i>	22 Março	Poiso de <i>Tyto alba</i>	-----
<i>Monte do Celeiro</i>	22 Março	<i>Sem indícios</i>	<i>Casal de 2005 abandonou este local</i>
<i>Monte do Carvalheiro</i>	22 Março	<i>Sem indícios</i>	-----
<i>Monte do Pombal</i>	23 Março	Possível Refúgio	-----
<i>Monte da Amendoeira</i>	24 Março	<i>Sem indícios</i>	-----
<i>Quinta do Benamarique</i>	24 Março	<i>Sem indícios</i>	<i>Ninho de Mocho-galego</i>
<i>Vale Maria do Meio</i>	24 Março	Provável ninho	-----
<i>Paco</i>	12 Abril	<i>Sem indícios</i>	<i>Ninho de 2007 não está ocupado</i>
<i>Majuqueira</i>	13 Abril	<i>Sem indícios</i>	-----
<i>Monte do Almo</i>	13 Abril	Ninho (4 crias)	-----



8.2. Roads can reduce owl species density – a case study on an owl assemblage in Southern Portugal

Clara Correia Silva¹. Rui Lourenço². Sérgio Godinho¹. Helena Marques¹. Vânia Neves¹.
João E. Rabaça^{1, 2} & António Mira¹

1 - UBC – Conservation Biology Unit, Department of Biology, University of Évora, 7002-554
Évora, Portugal.

2 –LabOr - Laboratory of Ornithology, Mediterranean Ecosystems & Landscapes Research
Group, ICAAM – Institute of Mediterranean Agricultural & Environmental Sciences, University of
Évora, 7002-554 Évora, Portugal.

Correspondence author:clarabiosilva@portugalmail.pt

Abstract The effect of roads and their traffic on owl density was studied during 2005 and 2007 in a rural landscape in Southern Portugal, using the *playback* technique to elicit responses from Little Owl *Athene noctua* and Tawny Owl *Strix aluco*. We used GLM models to study the effect of road and other environmental descriptors on the density and presence of owls. Our results showed that both species as well as the owl assemblage have a reduced density near high traffic roads possibly due to an active avoidance behaviour or higher mortality. Nevertheless, land use and spatial variables are the main determinants in owl presence and density, explaining much of their distribution. Conservation efforts should be taken in order to 1) discourage the attractiveness of roads and its edges, reducing owl road-kills and 2) increase the reproductive success of these species in habitats far from roads, calling for its correct management.

Keywords *Athene noctua* · *Strix aluco* Density reduction · GLM · Road ecology · Strigiformes ·



Introduction

A consequence of society's road network is the huge detrimental effects on natural patterns and processes across the landscape, that operate in a synergistic way, leading to destruction of wildlife habitats in a broad sense (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Meunier *et al.* 2000, Trombulak & Frissell 2000).

The effects of habitat fragmentation can be largely due to road building and high traffic density, isolating species into smaller demographic units, and reducing connectivity (Lodé 2000, Brotons & Herrando 2001, Saurola & Francis 2004, Orłowski 2008). The consequent low rates of genetic interchange among populations may be sufficient to increase inbreeding depression and other genetic problems that in many cases will be enough to reduce the ecosystem's ability to maintain its biological diversity and integrity (Seiler 2001, Geneletti 2003, Newton 2006, Ramp *et al.* 2006).

In addition, animal roadkill is the most visible and best known effect of roads worldwide and is the main direct reason of millions of vertebrate's death, caused by human activities (*e.g.* Develey & Stoffer 2001, Forman *et al.* 2003, Malo *et al.* 2004).

The extension of roads and traffic density have substantial negative effects on population dynamics, especially of rare and endangered species, which mortality on roads sometimes exceeds reproduction and immigration (Trombulak & Frissell 2000, Altwegg *et al.* 2003, Forman *et al.* 2003, Jaeger *et al.* 2005).

After the recognition of road killing as a major threat to biodiversity, in the last decades we witness a growing concern worldwide, that triggered an intense study of the effects of roads, namely on vertebrate species (*e.g.* Muntaner & Mayol 1996, Meunier *et al.* 1999, Fajardo 2001, Forman *et al.* 2002, Bautista *et al.* 2004).

In this context, collision with vehicles is also fairly well documented as one of the most frequent causes of non-natural mortality in owls and has long been recognized as an important conservation problem affecting this group of avian top predators (Fajardo *et al.* 2000, Santos *et al.* 2002, Clevenger *et al.* 2003, Orłowski 2008).

Mortality on roads can be a limiting factor to owl populations, contributing to the unfavourable conservation status of some owl species (*e.g.* Altwegg *et al.* 2003, Erritzoe *et al.* 2003, Martínez *et al.* 2003, Bautista *et al.* 2004, Gomes *et al.* 2009).

However, despite the large number of road mortality studies published (*e.g.* Hernandez 1988, Newton *et al.* 1997, Massemin & Zorn 1998, Frías 1999, Ramsden 2003),



information about the effects of roads on owl populations is still inferred and scarce. Namely, the long-term impacts of roads on local and regional populations, the analysis of habitat reduction, and the indirect effects on breeding success, density and behaviour, are subjects poorly developed and understood in these birds of prey (Reijnen & Foppen 1997, Santos *et al.* 2002, Erritzoe *et al.* 2003, Martínez *et al.* 2003).

Such lack of information are also applicable to Portugal, where just a few recent studies have been published on the effects of roads on owls (Silva *et al.* 2008, Gomes *et al.* 2009), being mainly focused on assessing and explaining mortality.

Of all the ecological effects of roads, the barrier effect is a particular concern, affecting not only the permeability of landscape that surrounds the broken patches of habitat, but also significantly influencing the richness, density and behaviour of resident species, making them more vulnerable to fragmentation (Brotons & Herrando 2001, Forman *et al.* 2002, Hedin & Seiler 2003, Chace & Walsh 2004, Ramos *et al.* 2008).

Despite the barrier effect, several authors suggested that owls use roads as marginal habitats to hunt, or as navigation corridors through the landscape (Muntaner & Mayol 1996, Fajardo *et al.* 1998, Ramsden 2003, Silva *et al.* 2008, Gomes *et al.* 2009).

Nevertheless, this attractiveness to roads and its edges, may act as “ecologic traps” enhancing road kill incidence (Fajardo 2001, Hedin & Seiler 2003, Bautista *et al.* 2004).

The high risk of collision with cars limits owl movement patterns particularly in young birds since inexperience enduces a higher mortality, creating a source-sink phenomenon (*e.g.* Newton *et al.* 1997, Lodé 2000, Altwegg *et al.* 2003, Silva *et al.* 2008).

The ultimate results of high road mortality on these birds of prey can be the isolation of populations (with higher vulnerability to stochastic effects) and low recruitment of breeding individuals, facts that can have remarkable demographic implications and enhance the probability of local extinction (Pons 2000, Slater 2002, Jaeger *et al.* 2005, Ramos *et al.* 2008). Road-related features and some relevant traffic descriptors, such as density and speed, noise and lights, may cause a repulsory behaviour for owls holding their approach to roads. This can change the species composition and lower density of owls in areas surrounding to hundreds of meters (Reijnen & Foppen 1996, 2006, West 2006, Orłowski 2008).



Thus, finding integrated solutions and applying them in strategic points, can contribute to efficiently reduce the cumulative impacts of roads on owls, which is a major challenge in conservation and wildlife managements grounds.

In this context, the main goal of this study is to verify the possible negative effects of roads on the density and presence of owls using high traffic density as a most important factor.

Materials and methods

Study area

The study site is located in Alentejo, Southern Portugal (08°04' W, 38°37' N), in the vicinity of three main localities Montemor-o-Novo, Arraiolos and Évora. The 364km² of the study area, are sectioned by 143km of paved roads, including 25km of a Motorway highways, 57km of roads with high traffic density, and the remaining with low traffic density (Fig. 1).

This area includes part of the Nature 2000 Site, which is an area with high diversity and abundance of owls. It is dominated by vast plains, with hot and dry summers and mild winters. The total annual rainfall varies from 800mm to 500mm (Rivas-Martinez 1981, Ramos *et al.* 2008).

Vegetation cover is dominated by cork and holm oak woodlands “montados” (52%) and cereal fields (39%), Orchards, vineyards and olive groves (3%), forest plantations (*Eucalyptus* spp. and *Pinus pinaster*) (1%), intensive agricultural areas (1%) and urban areas (1%) as weakly represented.

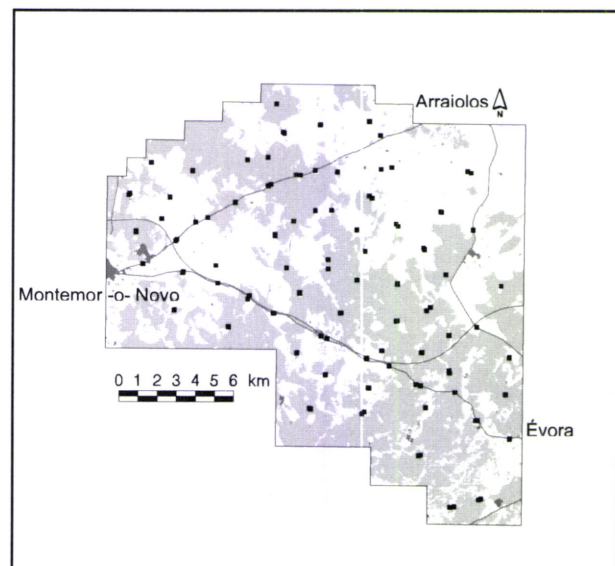


Figure 1. Study area with woodland patches (detailed in grey) and sampling point counts (black squares).



Estimation of owl density

The owl census were conducted in 2005 and 2007. In the first year from 22 March to 20 May and in the second from 22 March to 15 May. The census were focused mainly on the Little Owl and Tawny Owl and the *playback* technique was applied (Johnson *et al.* 1981, Redpath 1994, Zuberogoitia & Climent 2000) in 65 locations in 2005 and 67 locations in 2007 (Fig. 1).

Surveys began at dusk and were carried out continuously during four hours, avoiding unfavourable weather conditions such as heavy rain, windy and stormy nights. In each sampling location the *playback* technique followed this sequence: one minute to listen spontaneous calls, four minutes broadcasting Little Owl calls, five minutes to listen for replies, four minutes broadcasting of Tawny Owl calls, and ten minutes to listen for replies. For every owl individual hooting we recorded distance, direction, and when possible sex, in order to determine the number of territories. We defined a buffer of 600 m radius centred on the broadcast location and only considered the individuals that we estimated as being within it. All individuals beyond 600 m were discarded to minimize errors of estimation in the abundance. We used these buffers as our sampling units for determining most explanatory variables.

With the information from the listening sessions we obtained the three response variables to exploit the models for: the number of territorial pairs of Tawny Owl inside the buffer (TAWNY); presence/absence of a territorial Little Owl pair inside the buffer (LITTLE); number of territorial pairs of all owl species (Barn Owl, Little Owl and Tawny Owl) within the buffer (OWLS).



Road and habitat variables

We used 32 explanatory variables for inclusion in the models (Table 1), in order to understand the effects of roads and habitat on the density of owls. These variables were calculated for a buffer of 600m centered on each listening point, or for the point itself when considering distance descriptors.

We considered three variables describing the possible effects of roads: i) Buffer type (TYPE), a nominal variable that was classified in three classes: 0 - buffer far from road; 1 – buffer crossed by a road with low traffic density; 2 – buffer crossed by a road with high traffic density); ii) Distance from the listening point to the nearest road with high traffic density (DRHT); iii) Nominal variable for the distance from the listening point to the nearest road with high traffic density using three classes: 0-1000m; 1001-2000m; 2001m or more (NDRHT). To qualify these variables according to traffic density, we assumed a mean traffic value, counted in each 10 minutes of listening sessions near roads. So we classify roads low traffic volume which shows a mean traffic density under 40 vehicles/10 minutes and roads with high traffic density with values up to 78 vehicles/10 minutes.

Other environmental variables included land uses (percentage or presence/absence) and landscape metrics (see Table 1). Land use variables were determined from GIS mapping on a 1:10000 scale obtained by joining information from digital orthophotos (2003 - Associação de Municípios do Distrito de Évora) and field observations for corrections. We also considered possible spatial effects by including the coordinates X and Y, and an autocovariate (AUTOCOV) for each model (Augustin *et al.* 1998, Dormann *et al.* 2007). The owl census years (2005, 2007) were included as an explanatory variable in the analyses, but only checking its contribution to each final model. All variables were calculated using ESRI GIS software: ArcView GIS 3.2, ArcGIS 9.2 (ESRI 2000); Spatial Analyst 1.1; ArcView GIS 3.2 extension Patch Analyst 3.0 (Rempel 1999- <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/>); and R 2.6.1 with spdep-package (<http://www.r-project.org>).

Table 1. Explanatory variables used in GLM analysis.

<i>Variable Name</i>	<i>Type and Transformation</i>	<i>Definition</i>
Road		
TYPE	Nominal	Buffer type was classified in three classes 0= buffer far from any road; 1= buffer crossed by a road with low traffic density; 2=buffer crossed by a road with high traffic density.
DRHT	Continuous Cubic root	Distance from the listening point count to the nearest road with high traffic density
NDRHT	Nominal	Distance from the listening point to the nearest road with high traffic density using three classes: 0-1000m; 1001-2000m; 2001m or more
Landscape metrics		
NUMP	Continuous Square root	Number of patches inside the buffers
MPS	Continuous/ $\ln(x+1)$	Mean patch size
PSSD	Continuous/ $\ln(x+1)$	Patch size standard deviation
TE	Continuous Square root	Total edge
ED	Continuous Square root	Edge density
MPE	Continuous $\log_{10}(x+1)$	Mean patch edge
SDI	Continuous $\log_{10}(x+1)$	Landscape Shannon diversity index
PSCOV	Continuous Square root	Patch size covariance
Land Use		
O_OAK_WOOD	Continuous Square root	Open oak woodland with 10 a 30% of tree cover
D_OAK_WOOD	Continuous	Dense oak woodland with >70% of tree cover
TOT_OAK_WOOD	Continuous	Total of oak woodland
ZAS	Continuous	Croplands and arable lands
ALB	Presence-absence (0.1)	Presence of water bodies
RG	(0.1).	Riparian Gallery
OLIV + VIN	(0.1).	Intensive agriculture (olive trees and vineyards)
X	Continuous	Coordinate X UTM
Y	Continuous	Coordinate Y UTM
AUTOCOVARIATE	Continuous Square root	Estimates how much the response variable at any one site reflects response of possible autocorrelation values at surrounding sites. The formulation is given by: $\sum W_{ij} \cdot Y_j$ (Doorman <i>et al.</i> 2007).
YEAR	Nominal	Study years 2005 and 2007

After a previous exploration procedure (Zuur *et al.* 2007), explanatory variables were transformed when necessary to achieve normality and remove outliers (see Table 1). We check for collinearity among variables and pairs of variables with Pearson correlation coefficient higher than 0.7 only the one with more biological meaning (Tabachnik & Fidell 1996, Clevenger *et al.* 2003) was retained for further analysis. Since our response variables were count data (TAWNY, OWLS) and 0/1 (LITTLE) we used Generalised Linear Models (GLM) with a Poisson distribution (Poisson regression) for the first two and a binomial distribution (Logistic regression) for the latter mainly with the propose of creation multivariate models for evaluation and selection the most significant descriptors, avoiding loss of power (Zuur *et al.* 2007). The selection of the best model was based on its parsimony and lowest AIC (Akaike Information Criteria), and we used a combination of forward and backward selection (Zuur *et al.* 2007). The validation of the models was done using the validation plots as suggested by Zuur *et al.* (2007). All statistical analyses were computed using the software Brodgar 2.5.6 and R 2.6.1.

Results

In the 65 point counts surveyed in 2005, we registered the presence of Tawny Owls in 49 of them (75.3%) and of Little Owls in 22 of them (33.8%). Only in 6 points we registered no owls. In the 68 points sampled in 2007 we registered the presence of Tawny Owls in 44 of them (64.7%) and of Little Owls in 21 of them (30.8%). In 16 points we registered no owls. In 2005 we counted a total of 81 Tawny Owl pairs and 31 Little Owl pairs. In 2007 we counted 79 Tawny Owl pairs and 31 Little Owl pairs.

The GLM for the density of the Tawny Owl (TAWNY) only included two significant variables ($p < 0.05$): the area occupied by dense cork oak woodlands (D_OAK_WOOD) had a positive relation with Tawny Owl density, and the distance to the nearest road with high traffic density (DHRT) presented a negative relation with Tawny Owl density (Table 4). This model only explained 20.3% of this variance ($R^2 = 0.2029$), and no significant spatial autocorrelation was found on its residuals.

Table 4. Results of GLM Poisson regression for the density of the Tawny Owl (TAWNY).

Variables / Final Models	Estimate value (β)	Standard Error (SE)	Pr (> z)
(Intercept)	-0.848934	0.237198	0.000345
D_OAK_WOOD	0.011760	0.002745	0.000018
DRHT	0.043342	0.018154	0.016962

The ZAS (Croplands and arable lands) and RG (Riparian Gallery) were the most important land use variables in the GLM for the density of Little Owl (LITTLE). They were predominantly heard in croplands and arable lands are tended to avoid riparian galleries, being negatively associated with this landscape variable.

The AUTOCOVARIATE also had a significant positive relation with this species presence ($p < 0.01$).

Little Owl occurrence has a negative association with the distance to the nearest road with high traffic density (NDHRT) (Table 5).

The variance explained by the model and all overall cross-validation accuracies were the highest of all models ($R^2 = 0.2712$).

Table 5. Results of GLM Poisson Regression for the density of the Little Owl (LITTLE).

Variables / Final Models	Estimate value (β)	Standard Error (SE)	Pr (> z)
(Intercept)	-3.190152	0.581514	0.0000000411
ZAS	0.023817	0.008184	0.00361
AUTOCOVARIATE	1.949869	0.651987	0.00278
NDRHT 2	1.300572	0.586378	0.02656
NDRHT3	1.174358	0.577726	0.04208
RG	-1.046739	0.526619	0.04685

In the GLM for the density of the owl species assemblage (OWLS), was possible to see that in general, the owl assemblage shows a negative response of density in relation to roads with high traffic density (DHRC) and spatial pattern (north-south) in the density of all owl species (Y) is also discernable (Table 6). The R^2 of this model was 0.1591.

Table 6. Results of GLM Poisson for the density of the owl species assemblage (OWLS).

Variables / Final Models	Estimate value (β)	Standard Error (SE)	Pr (> z)
(Intercept)	-5.062	2.465	0.0400
DRHT	0.06309	0.01515	0.0000311
Y	0.00002703	0.00001325	0.0400


Discussion

The effects of roads and traffic on Owl breeding density

Our results showed that owls are less abundant near high traffic roads. However, habitat effects were also significant for both species and need to be taken into account in models aiming to explain owl densities. An avoidance behaviour of owls to the presence of roads as had also been suggested by other authors, and was expected because these birds of prey, like all territorial birds, show low tolerance and high sensitivity to several types of anthropogenic disturbance, including roads and traffic, searching for territories away from them that provide better ecological conditions for survival (Reijnen & Foppen 1994, Fahrig 2002, Wiegand *et al.* 2005).

We also found evidence, that total abundance of owls tend to increase to the north part of the study area, far from the two roads with higher and faster traffic (EN114 and A6). Traffic density has received much attention, being considered to affect not only territory occupancy and home range size of birds, but also as the main cause of density-depressing of breeding bird populations and their mortality patterns in rural and suburban areas (Reijnen *et al.* 1995b, Forman & Alexander 1998, Fernández 2001, Reijnen & Foppen 2006, Orłowski 2008).

Several authors pointed out that the ecological impact or “effect zone” of roads (which is visible on the depressing of birds density) can be felt for several hundreds of meters, varying between species. For birds living in open areas ranges from 190m, for roads with average traffic of 10000vehicles a day, to 560m to roads with 50000 vehicles a day, and in woodlands from 50-1500m to 100-2800m respectively, considering an average car speed of 120km/h (Reijnen & Foppen 1994, Brotons & Herrando 2001, Forman *et al.* 2002).



Thus, for Tawny Owl and Little Owl, we can speculate that the disturbance of high traffic roads, evaluated through lack of responses in the surveying points near them, may led these owls to occupy habitat patches, that are sufficiently far away from roads with high traffic density (more than 400m), thus safeguarding the survival of their breeding populations. The registered tendency for the reduction of Strigiformes abundance along roads, must not depend only on traffic density and speed; it can also be explained by pollution, visual stimuli and noise load, caused by vehicles (Kuitunen *et al.* 1998, Kaseloo 2004, Patricelli & Blickley 2006). Particularly in the case of the Little Owl, that benefits from open grasslands, not only traffic lights can trigger different responses in breeding birds, but also the effect of pollutants can reduce the abundance of insects in roadside or increase their contamination toxic products that can be along trophic web in these small birds (Beersma & Beersma 1999, Forman *et al.* 2002, Shochat *et al.* 2005).

Additionally, for roads with high traffic intensity and speed, noise effect, could be considered very significant and harmful (tolerates noise levels until 50dB), even for this opportunistic bird, perfectly adaptable to humanized areas (e.g. Arraiolos, Évora and Montemor-o-Novo). This can affect territorial behaviour, particularly among males (Reijnen *et al.* 1997, Fajardo *et al.* 1998, Martínez & Zuberogoitia 2004, Tomé *et al.* 2004). In woodland species like the Tawny Owl, the explanation of gradual density decrease and avoidance of roads and its marginal habitats, is probably due to its documented high sensibility to high noise levels (higher than 40dB) in spite of the beneficial effect of forest cover, which can act as a sound barrier, softening the noise up to 1500m distance (Reijnen *et al.* 1995b, Kaseloo 2004, Patricelli & Blickley 2006).

Moreover, according to a study aiming to evaluate the effects of noise on Tawny Owl calls, it was verified that it responds to changes in the acoustic environment by shifting and adjustment the entire vocalization to a higher frequency and amplitude (Sunde *et al.* 2001, Brumm 2004, Patricelli & Blickley 2006). This type of ethologic behavioural was registered in our study in a few call answers near the roads. It's possible that, some individuals try to compensate for the increased noise, keeping in the communication the distance of sound transmission that are used in intrasexual competition and mating, in spite of such action may translate in higher energy costs.


This observation allows as a second explanatory hypothesis, that density-depressing of owls assemblage along roads and its marginal habitats, may also be due to a high mortality of these birds of prey.

But in this context, why do some owls use roads and their edges?

Owl presence near some roadside areas could be explained on the basis of their high plasticity in use different habitat types and for dispersal reasons. In this sense we could consider three main situations to explain owls occupancy: a) The reproductive success of this species in monitoring years, could be characterized by a strong juvenile abundance (especially in Tawny owl, given the relevance of data) that may have used roads and marginal habitats as fledgling corridors, in order to find a new territory or nesting place (Arsenault *et al.* 1997, Overskaug *et al.* 1999, Fernández 2001, Fahrig 2002, Ranazzi *et al.* 2002); b) The enhanced of fragmented areas, with high fluctuations in prey availability, may have influenced owls activity and hunting behaviour, driven these birds to altered movement patterns and extends its home range size (especially during breeding season), searching for roads or other linear features like verges and edges, for greater accessibility to food resources (e.g. small mammals) (Redpath 1995, Meunier *et al.* 1999, Trzcinski *et al.* 1999, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2000, Sunde *et al.* 2001); c) Competitive exclusion in territorial disputes, made by conspecific pairs, make some individuals, (less quality individuals and floaters) restricted to lower-quality and less-preferred habitats close to roads (Galeotti & Pavan 1993, Appleby & Redpath 1997, Penteriani 2003, Sunde & Redpath 2006, Hardouin *et al.* 2007).

Despite this, their use for roadside areas exposes owl species to imminent risk of being affected by traffic, causing higher levels of owl casualties (Kuitunen *et al.* 1998, Meunier *et al.* 1999, Sunde *et al.* 2003, Shochat *et al.* 2005, Silva *et al.* 2008, Gomes *et al.* 2009). The high mortality rates, can reduce the ability of owls to establish in these habitats, affecting not only the reproductive success, but also the adult survival, which means that roadside areas that have a lower quality due to disturbance by traffic can easily contain fewer species or lower density of owls (Martínez & Zuberogoitia 2002, Sergio & Newton 2003, Sunde & Bolstad 2004, Zuberogoitia *et al.* 2007).

In these circumstances, to understand the consequences of road effects on owl density, quality and presence of potential habitat may be the most important factor, to determine owl's presence, making the road/traffic effect less weaker in the analysis. There are significant indications in the GLM's that, owl's colonization and persistence of breeding populations, may largely depend on habitat conditions as described by




other authors (Reijnen *et al.* 1997, Ranazzi *et al.* 2000b, Atauri & Lucio 2001, Sergio & Newton 2003, Sergio *et al.* 2004a).

The Tawny Owl model shows that its density is closely related to the proportion of favourable habitat, with lower road and traffic influence. In fact species density tends to be higher in the presence of contiguous and well structured oak woodland patches, which is in accordance with the fact that this is the Strigiformes specie occurring in Portugal most dependent on woodland habitats (Galleotti 1994, Redpath 1995, Díaz *et al.* 1998b, Santos *et al.* 2002, Salvati & Ranazzi 2002). This association (supported by the high percentage of positive responses in two sampling years, with the detection in some listening points of four breeding pairs), probably reflects the sustainable conditions of these forest habitats, including the high productivity and availability of prey (especially rodents), low fragmentation and human pressure and a large number of natural nesting sites, with a significant tree cover around the nest (i.e. old trees with favourable cavities to nest) (Trzcinski *et al.* 1999, Villard *et al.* 2001, Salvati *et al.* 2001, 2002, Silva *et al.* 2008).

Additionally, the results of model (LITTLE) show that the Little Owl has a particular preference for specific areas occupied by agricultural crops, that could be considered a good indicator of habitat quality, given its dependence on small-scale landscape mosaics often modified by men (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2000, Martínez & Zuberogoitia 2004, Zabala *et al.* 2006, Silva *et al.* 2008, Gomes *et al.* 2009).

The strategies of habitat selection at different spatial scales, according to its quality, and maintenance, cause a major impact on regulation and success of Little Owl populations, being this positive association, probably an important key factor for this species (which may be reflected by the frequency of vocalizations in these areas), by the increase in density and accessibility of prey (mainly invertebrates), availability of hunting and nest sites and low predation pressure (Zuberogoitia & Campos 1998, Van't Hoff 2001, Tomé *et al.* 2004, 2008).

In what riparian galleries are concerned, the Little Owl apparently avoids this habitat, combined with a spatial reduction in population density. This is probably due to a better adaptability of this bird to drier areas, being these wet habitats a limiting factor for its main prey, including wrigglers and some insects (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2002, Silva *et al.* 2008). This tendency may also be explained, by the fact that riparian forest are favourable hunting habitat for Tawny Owl, which may be a Little Owl predator (Tomé *et al.* 2004, Cornulier & Bretagnolle 2005).



Conservation implications


The impact of the existing road networks has so far escaped to a systematic ecological study about its effects on owl communities. Nevertheless, there is evidence from the work of several researchers that their features, development, and its traffic density, may have a real effect on establishment, density and conservation of Strigiformes (e.g. Meunier *et al.* 1999, Brotons & Herrando 2001, Erritzoe *et al.* 2003, Reijnen & Foppen 2006, Silva *et al.* 2008).

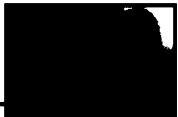
Priority should be given to mitigation actions aiming to 1) prevent owls casualties, like the implementation of non-transparent screens along roadsides or discourage its hunting activity along verges, though vegetation (grasses and shrubs) clearing in order to reduce prey density (Pons 2000, Erritzoe *et al.* 2003, Ramsden 2003, Jacobsen 2005); 2) enhance the breeding success of actual populations, preserving structural features and habitat requirements, known to be occupied since 2005, like providing a network of foraging sites and linking nesting sites with provision of artificial nestboxes, in order to retain the territoriality of these birds in their territories, and ensuring the long-term viability and density of their populations (e.g. Salvati & Ranazzi 2002, Van Nieuwenhuysse & Bekaert 2002, Sergio & Newton 2003, Tomé *et al.* 2004, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).


Further research and monitoring are needed in order to evaluate properly the effects of roads on owls populations, including the accurate determination of the “distance effect”, on which these particular birds of prey tend to suppress its density (Reijnen *et al.* 1995b, 1997, Seiler 2001, Forman *et al.* 2002); but also owl selection and temporal changes in the exploitation of habitat and food requirements; reproductive success, populations dynamics and social interactions (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2002, Martínez & Zuberogoitia, 2004, Zuberogoitia *et al.* 2007). Public education and ecological programs aiming owl’s conservation in the study area may also be important contributions to the protection of these and other owl species occurring in southern Portugal.


References

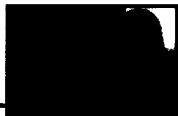
- Altwegg, R., Roulin, A., Kestenholz, M. & Jenni, L. 2003. Variation and covariation in survival, dispersal, and population size in barn owls *Tyto alba*. *Journal of Animal Ecology* 72: 391-399.
- Appleby, B. & Redpath, S. 1997. Variations in the male territorial hoot of the Tawny Owl *Strix aluco* in three English populations. *Ibis* 139: 152-158.
- Augustin, N., Muggleston, M. & Buckland, S. 1998. The role of simulation in spatially correlated data. *Environmetrics* 9:175-196.
- Bautista, L., García, J., Calmaestra, R., Palacín, C., Martín, C., Morales, M., Bonal, R. & Viñuela, J. 2004. Effect of Weekend Road Traffic on the Use of Space by Raptors. *Conservation Biology* 18: 726-732.
- Beersma, P. & Beersma, W. 1999. Little Owls *Athene noctua* and Biocides: Reasons for Concern? In *The Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Little Owl Symposium, 16-18 March 2001, Geraardsbergen, Belgium*. Van Nieuwenhuyse D., Leysen M. and Leysen K. (eds). Oriolus 67(2-3): 94-99.
- Brotons, L. & Herrando, S. 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape and Urban Planning* 57(2): 77-89.
- Brumm, H. 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology* 73: 434-440.
- Chace, J. & Walsh, J. 2004. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*: 74(1): 46-69.
- Clevenger, A., Chruszcz, B. & Gunson, K. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna roadkill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Cornulier, T. & Bretagnolle, V. 2005. Assessing the influence of environmental heterogeneity on bird spacing patterns: a case study with two raptors. *Ecography* 29(2):240-250.
- Develey, P.F. & Stouffer, P.C. 2001. Effects of Roads on Movements by Understory Birds in Mixed-Species Flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15(5): 1416-1422.
- Díaz, M., Carbonell, R., Santos, T. & Tellería, J. 1998b. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 562-574.
- Dormann, C., McPherson, J., Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F. & Wilson, R. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609-628.


-
- 
- Erritzoe, J., Mazgajski, T. & Rejt, L. 2003. Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithologica* 38(2): 77-93.
- ESRI. 2000. ARCGIS 8.2. Environmental Systems Research Institute, Inc., New York.
- Fahrig, L. 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the extinction threshold: A Synthesis. *Ecological Applications*: 12(2): 346-353.
- Fajardo, I., Pividal, V., Trigo, M. & Jiménez, M. 1998. Habitat selection, activity peaks and strategies to avoid road mortality by the Little Owl *Athene noctua*. *Alauda* 66: 49-60.
- Fajardo, I., Babiloni, G. & Miranda, Y. 2000. Rehabilitated and wild barn owls (*Tyto alba*): dispersal, life expectancy and mortality in Spain. *Biological Conservation* 94: 287-295.
- Fajardo, I. 2001. Monitoring non-natural mortality in the barn Owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain. *Biological Conservation* 97: 143-149.
- Fernández, E. 2001. Avifaunal Use of Wooded Streets in an Urban Landscape. *Conservation Biology* 14(2): 513-521.
- Forman, R.T. & Alexander, L.E. 1998. Roads And Their Major Ecological Effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207-231.
- Forman, R., Reineking, B. & Hersperger, A. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management* 29(6): 782-800.
- Forman, R.T., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T. & Winter, T. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington, D.C.
- Frías, O. 1999. Estacionalidad De Los Atropellos De Aves En El Centro De España: Numero Y Edad De Los Individuos Y Riqueza Y Diversidad De Especies. *Ardeola* 46(1): 23-30.
- Galeotti, P. & Pavan, G. 1993. Differential responses of territorial Tawny owls *Strix aluco* to the hooting of neighbours and strangers. *Ibis* 135: 300-304.
- Galeotti, P. 1994. Patterns of territory size and defence level in rural and urban tawny owl (*Strix aluco*) populations. *Journal of Zoology* 234 (4): 641-658.
- Geneletti, D. 2003. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review* 23: 343-365.
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C. & Mira, A. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecol Res* 24(2): 355-370.
- Hardouin, L., Reby, D., Bavoux, C., Burneleau, G. & Bretagnolle, V. 2007. Notes and Comments. Communication of Male Quality in Owl Hoots. *The American Naturalist* 169 (4): 552- 561.
- Helldin, J. & Seiler, A. 2003. Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forest and farmland In *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE*.

-
- 
- Hernandez, M. 1988. Road mortality of the Little Owl (*Athene noctua*) in Spain. *Journal of Raptor Research* 22: 81-84.
- Jacobson, S. 2005. Mitigation Measures for Highway-caused Impacts to Birds. USDA Forest Service. Gen.Tech.Rep. PSW-GTR-191.1043-1050 p.
- Jaeger, J., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B. & Toschanowitz, K. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behaviour. *Ecological Modelling* 185: 329-348.
- Johnson, R., Brown, B., Haight, L. & Simpson, J. 1981. Playback Recording as a Special Avian Censusing Technique. *Studies in Avian Biology* 6: 68-75.
- Kaseloo, P. Synthesis of noise effects on wildlife populations. U.S. Department of Transportation FHWA-HEP-06-016. U.S.A.
- Kuitunen, M., Rossi, E. & Stenroos, A. 1998. Do Highways Influence Density of Land Birds? *Environmental Management* 22(2): 297-302.
- Lodé, T. 2000. Effect of a Motorway on Mortality and Isolation of Wildlife Populations. *Ambio* 29(3): 165-168.
- Malo, J.E., Suárez, F. & Díez, A. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accident using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Martínez, J.A., Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., García, J., Carbonell, R., Lucas, M. & Díaz, M. 2003. La Evaluación De Impacto Ambiental Sobre Las Poblaciones De Aves Rapaces: Problemas De Ejecución Y Posibles Soluciones. *Ardeola* 50 (1): 85-102.
- Martínez, J. & Zuberogoitia, I. 2004. Effects of Habitat Loss on Perceived and Actual Abundance of the Little Owl *Athene noctua* in Eastern Spain. *Ardeola* 51 (1): 215-219.
- Massemin, S. & T. Zorn. 1998. Highway mortality of Barn Owls in Northeastern France. *Journal of Raptor Research* 32: 229- 232.
- Meunier, F., Verheyden, C. & Jouventin, P. 1999. Bird communities of highway verges: Influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica* 20(1): 1-13.
- Meunier, F. D., C. Verheyden & P. Jouventin. 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92: 291-298.
- Muntaner, J. & Mayol, J. 1996. *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, 1994. Monografías, nº4. SEO, Madrid.
- Newton, I., Wyllie, I. & Dale, L. 1997. Mortality Causes in British Barn Owls (*Tyto alba*), Based on 1,101 Carcasses Examined During 1963-1996. In: Duncan, J.R., Johnson, D.H. & Nicholls, T.H. (Ed.). *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere*. United States Department of Agriculture, Winnipeg, Manitoba.
- Newton, I. 2006. Advances in the study of irruptive migration. *Ardea* 94(3): 433-460.

- 
-
- Orlowski, G. 2008. Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 86(2): 153-161.
- Overskaug, K., Bolstad, J., Sunde, P. & Oien, I. 1999. Fledging Behaviour And Survival In Northern Tawny Owls. *The Condor* 101: 169-174.
- Patricelly, G. & Blickley, J. 2006. Avian Communication in Urban Noise: Causes and Consequences of Vocal Adjustment. *The Auk* 123(3): 639-649.
- Penteriani, V. 2003. Breeding density affects the honesty of bird vocal displays as possible indicators of male/territory quality. *IBIS* 145: 127-135.
- Pons, P. 2000. Height of the road embankment affects probability of traffic collision by birds. *Bird Study* 47: 122-125.
- Ramos, M., Pérez, O., Quintana, M. & Pastor, O. 2008. Fragmentación de los habitats de la Red Natura 2000 afectados por el PEIT (Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte). *GeoFocus* 8: 44-60.
- Ramp, D., Wilson, V. & Croft, D. 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129: 348-359.
- Ramsden, D.J. 2003. Barn Owls And Major Roads: results and recommendations from a 15-year research project. The Barn Owl Trust Report, Ashburton, United Kingdom.
- Ranazzi, L., Manganaro, A. & Salvati, L. 2000b. The Breeding Success of Tawny owls (*Strix aluco*) in a Mediterranean Area: A Long-Term Study in Urban Rome. *J. Raptor Res.* 34 (4): 322-326.
- Ranazzi, L., Manganaro, A. & Salvati, L. 2002. Density fluctuations in an urban population of Tawny Owl *Strix aluco*: a long-term study in Rome, Italy. *Ornis Svecica* 12: 63-67.
- Redpath, S.M. 1994. Censusing Tawny Owls *Strix aluco* by the use of imitation calls. *Bird Study* 41:192-198.
- Redpath, S.M. 1995. Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix Aluco* in woodland patches. *Journal of Animal Ecology* 64: 652-661.
- Reijnen, R. & Foppen, R.1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.
- Reijnen, R., Foppen, R., Ter Braak, C. & Thissen, J. 1995b. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32 (1): 187-202.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.

-
- 
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6: 567-581.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 2006. Chapter 12: Impact of Road Traffic on Breeding Bird Populations in Davenport, J. & Davenport, J. (eds). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, 225-274.
- Rivas-Martínez, S. 1981. Les étages bioclimatiques de la végétacion de la Peninsule Iberique. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 37: 251-268.
- Salvati, L., Manganaro, A., Pucci, L. & Ranazzi, L. 2001. Distribution of woodland raptors along a Mediterranean-temperate gradient in Latium (central Italy). *Ornis Hungarica* 11: 1-7.
- Salvati, L. & Ranazzi, L. 2002. Changes in density and territory size of the Tawny Owl *Strix aluco* along an altitude gradient: the effect of forest types and wood cover. *Acta zoologica cracoviensia* 45 (2): 237-243.
- Santos, T., Tellería, J. & Carbonell, R. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* 105: 113-125.
- Saurola, P. & Francis, C. 2004. Estimating population Dynamics and dispersal distances of owls from nationally coordinated ringing data in Finland. *Animal Biodiversity and Conservation* 27 (1): 403- 415.
- Seiler, A. 2001. *Ecological Effects of Roads. A review*. Grimsö Wildlife Research Station, Dept. of Conservation Biology, University of Agricultural Sciences, S-73091 Riddarhyttan.
- Sergio, F., Marchesi, L. & Pedrini, P. 2004a. Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *Journal of Biogeography* 31:619-628.
- Shochat, E., Wolfe, D., Patten, M., Reinking, D. & Sherrod, S. 2005. Tallgrass prairie management and bird nest success along roadsides. *Biological Conservation* 121: 399-407.
- Silva, C., Grilo, C. & Mira, A. 2008. Modelling owl mortality on roads of Alentejo (Southern Portugal). *Airo* 18 (3): 3-12.
- Slater, F.M. 2002. An assessment of wildlife road casualties- the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web. Ecol.* 3:33-42.
- Solonen, T. 2005. Breeding of the Tawny Owl *Strix aluco* in Finland: responses of a southern colonist to the highly variable environment of the North. *Ornis Fennica* 82: 97-106.
- Spellerberg, 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Sunde, P., Overskaug, K., Bolstad, J. & Oien, I. 2001. Living At The Limit: Ecology And Behaviour Of Tawny Owls *Strix aluco* In A Northern Edge Population In Central Norway. *Ardea* 89 (3): 495-508.

- 
-
- Sunde, P. & Bolstad, M. 2004. A telemetry study of the social organization of a tawny owl (*Strix aluco*) population. *Journal of Zoology* 263 (1): 65-76.
- Sunde, P. & Redpath, S. 2006. Combining information from range use and habitat selection: sex-specific spatial responses to habitat fragmentation in tawny owls *Strix aluco*. *Ecography* 29(2): 152-158.
- Tabachnick, B. G. & Fidell, L. S. 1996. *Using Multivariate Statistics*. Harper Collins College Publishers, New York.
- Tomé, R., Bloise, C. & Korpimäki, E. 2004. Nest-Site Selection And Nesting Success Of Little Owls (*Athene noctua*) In Mediterranean Woodland And Open Habitats. *J.Raptor Res* 38(1): 35-46.
- Tomé, R., Catry, P., Bloise, C. & Korpimaki, E. 2008. Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. *Ornis Fennica* 85: 22-32.
- Trombulak, S., Frissell, C. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14 (1): 18-30.
- Trzcinski, M., Fahrig, L. & Merriam, G. 1999. Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- Van'T Hoff, J. 2001. Balancing on the Edge. The Critical Situation of the Little Owl *Athene noctua* in an Intensive Agricultural Landscape In Little Owls *Athene noctua* In Meulebeke (West-Flanders, Northern Belgium). *Oriolus* 67 (2-3): 100-109.
- Van Nieuwenhuyse, D., Leysen, M., Leenheer, I. & Bracquené. 2000. Towards a Conservation Strategy for Little Owl *Athene noctua* in Flanders In Little Owls *Athene noctua* In Meulebeke (West-Flanders, Northern Belgium). *Oriolus* 67 (2-3): 12-21.
- Van Nieuwenhuyse, D. & Bekaert, M. 2002. An autologistic model for prediction of Little Owl (*Athene noctua*) suitability of landscape in East Flanders – evidence for socially induced distribution patterns of Little Owl. In *Raptors in the New Millennium. Proceedings of the World Conference on Birds of Prey and Owls, 2–8 April 2000*: 80–90. Reuven Yosef International Birding & Research Center in Eliat, Israel.
- Van Nieuwenhuyse, D., Leysen, M. & Steenhoudt, K. 2002. Analysis and Spatial Prediction of Little Owl *Athene noctua* Distribution in Relation to its Living Environment in Flanders (Northern Belgium). *Oriolus* 67 (2-3): 32-51.
- Van Nieuwenhuyse, D., Genot, J. & Johnson, D. 2008. *The Little owl: conservation, ecology & behaviour of Athene noctua*. Cambridge University Press.
- Villard, M., Trzcinski, M. & Merriam, G. 2001. Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. *Conservation Biology* 13(4): 774-783.

- 
-
- West, E. 2006. Bioacoustic profiles: evaluating potential masking of wildlife vocal communities by highway noise In Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC p 29.
- Wiegand, T., Revilla, E. & Moloney, K. 2005. Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Populations Dynamics. *Conservation Biology* 19:108-121.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Climent, J., Martínez, J., Azkona, A., Hidalgo, S. & Iraeta, A. 2006. Occupancy and abundance of Little Owl *Athene noctua* in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica* 83: 97-107.
- Zuberogoitia, I. & Campos, F. 1998. Censusing Owls in Large Areas: A Comparison Between Methods. *Ardeola* 45: 47-53.
- Zuberogoitia, I. & Climent, J.A.M. 2000. Methods for surveying Tawny owl *Strix aluco* populations in large areas. *Biota* 1/2: 137-150.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J., Hidalgo, S., Martínez, J., Azkona, A. & Castillo, I. 2007. Seasonal dynamics in social behaviour and spacing patterns of the Little Owl *Athene noctua*. *Ornis Fennica* 84: 173-180.
- Zuur, A., Ieno, E. & Smith, G. 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer. New York.

8.3. Mortalidade nas Estradas

8.3.1. Resultados

No que se refere aos registos de mortalidade de aves de rapina nocturnas, é importante ressaltar que a sua obtenção em 2005 e 2006, teve início a 1 de Janeiro, para terminar respectivamente a 31 de Dezembro. No presente ano, a prospecção, também prosseguiu a partir de 1 de Janeiro, sendo os dados apenas requeridos até 31 de Junho, de modo a perfazer os 30 meses propostos, no âmbito da execução dos dois estudos.

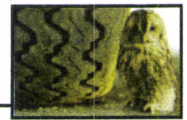
Durante o período de amostragem considerado, e tendo em conta um tempo de retenção de carcaças de cerca de quinze dias, foi possível constatar que 2005 foi o ano mais tenebroso em termos de mortalidade de aves de rapina nocturnas, tendo sido contabilizados 109 cadáveres, pertencentes a quatro espécies diferentes (Quadro 7). Neste contexto temporal, foi inquestionável a mortalidade bastante significativa de Coruja-do-mato (*Strix aluco*) apresentando 74 registos, seguida da Coruja-das-torres (*Tyto alba*) com 18 registos e já com valores de mortalidade mais diminutos, o Mocho-galego (*Athene noctua*) com 13 registos e finalmente o Bufo-pequeno (*Asio otus*) com apenas 4 indivíduos vitimados. Todavia, estes padrões de mortalidade parecem não ter sido constantes ao longo do espaço amostral, dada a presença de um decréscimo acentuado no número de indivíduos assinalados para 2006 (n=36).

É importante destacar que todos os animais observados são consideradas espécies com distribuição difundida e abundante na região do Alentejo (excepto o Bufo-pequeno) (Elias *et al.* 1998).

Quadro 7 - Número de atropelamentos registados para cada espécie, durante os três anos de monitorização da mortalidade, no enquadramento dos diferentes tipos de estrada (dados de 2007 obtidos até 3 de Maio do mesmo ano).

Espécies	Anos	2005	2006	2007
Coruja-do-mato		74	17	7
Coruja-das-torres		18	6	1
Mocho-galego		13	12	2
Bufo-pequeno		4	1	0
Total		109	36	---*

* Os registos de mortalidade em 2007 não foram registados até Dezembro, daí a inexistência de um total anual.



Relativamente à distribuição da mortalidade média mensal para estas espécies, foi possível observar um comportamento desigual entre os meses monitorizados, sendo novamente a Coruja-do-mato a rapina mais destacada, dado o pico de mortalidade acentuado entre os meses de Julho, Agosto e Setembro (Figura 17). Contrariamente, o Mocho-galego, apresentou um pico menos proeminente apenas no oitavo mês de monitorização, verificando-se um decréscimo gradual de valores de mortalidade nos meses que se seguem. A Coruja-das-torres, por sua vez manifestou ligeiras flutuações no número de indivíduos atropelados, ao longo do tempo (particularmente Abril e Outubro), expressando um pequeno acréscimo no mês de Junho.

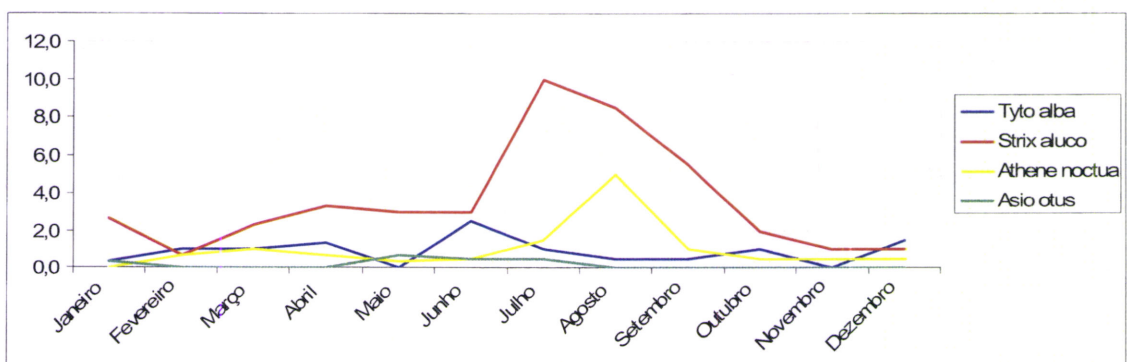


Figura 17 - Distribuição da mortalidade média mensal das diferentes espécies no período de amostragem considerado.

Particularizando o estudo referente aos padrões de mortalidade observados, entre os diferentes tipos de estrada monitorizadas, foi atribuída uma designação a cada rodovia, atendendo ao volume de tráfego diário em circulação, num período de 24 horas (abordagem desde já qualitativa), bem como à média de veículos registados por cada 10 minutos de amostragem em cada ponto de escuta junto às mesmas, no sentido de destrinçar e posteriormente agrupar os resultados, contribuindo para uma melhor esclarecimento dos mesmos. Deste modo:

Road 1 – EM Valeira – R-114-N, estrada municipal que vai da EN4 até Valeira – 3 carros/10 minutos de ponto de escuta;

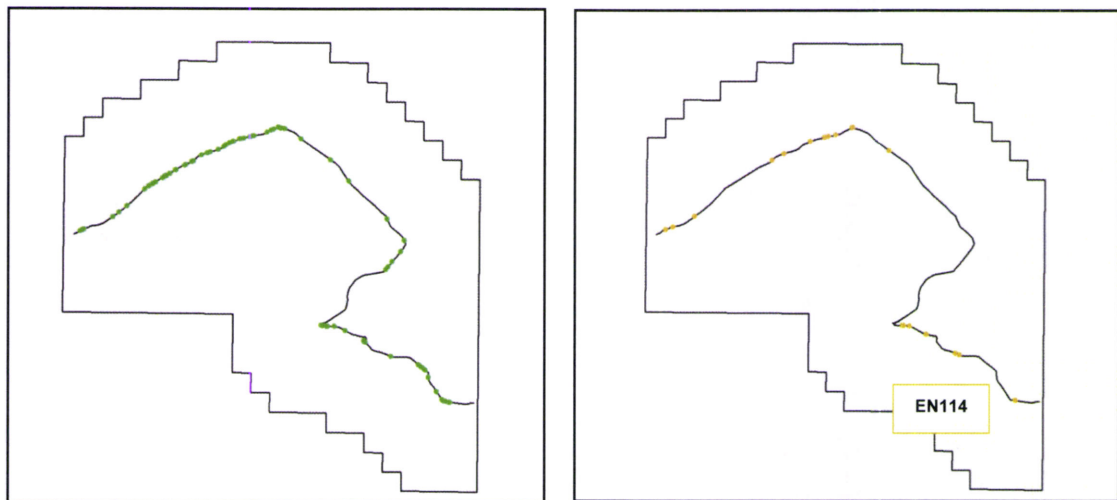
Road 2 - EN 370 e sua extensão R-114-N – 5 carros/10 minutos de pontos de escuta;

Road 3 - Troço Montemor-o-Novo até cruzamento com a Estrada Municipal que vai para Valeira – EN4 – 40 carros/10 minutos de ponto escuta;

Road 4 - EN114, troço que liga Montemor-o-Novo a Évora – 78 carros/10 minutos de ponto de escuta.

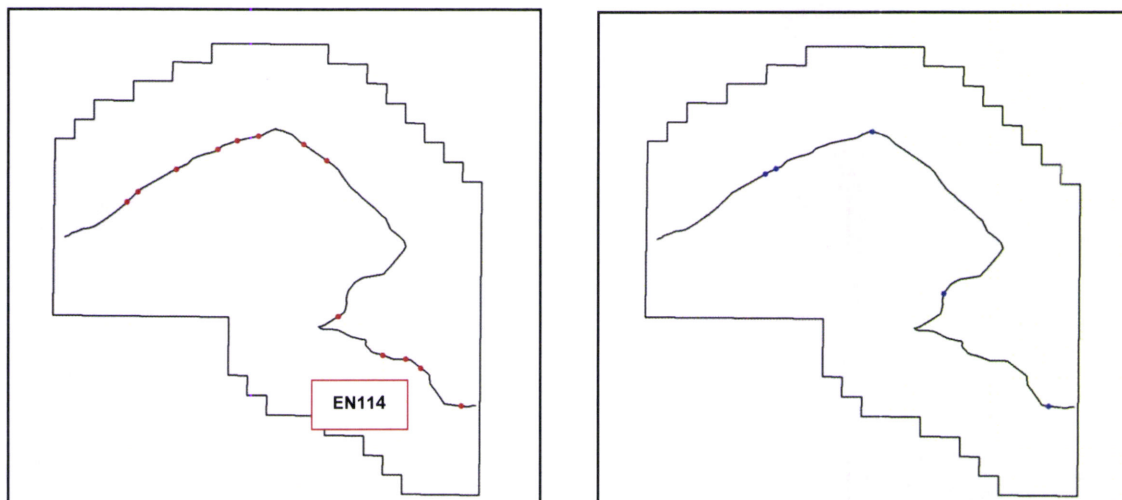


Assim, de acordo com os mapas de distribuição espacial da mortalidade global de rapinas nocturnas, registada ao longo das rodovias monitorizadas nos 30 meses de amostragem, foi possível verificar que a Coruja-do-mato possui uma distribuição mais centralizada na EN4, comprovando os resultados anteriormente demonstrados, somente no que respeita à abundância de indivíduos vitimados, em relação às restantes espécies (Figuras 18 e 19). Todavia, por contraponto, a Coruja-das-torres, apresentou uma distribuição menos significativa e heterogénea no contexto da área estudada, dado o número mais reduzido de indivíduos registados aquando da monitorização da mortalidade.



Figuras 18 e 19 - Distribuição espacial da mortalidade, respectivamente de Coruja-do-mato e Coruja-das-torres, registadas ao longo dos 37.3 km de estrada monitorizados, no decorrer dos 30 meses de amostragem.

Quanto ao Mocho-galego e sobretudo ao Bufo-pequeno, estes possuem uma distribuição mais esparsa e ainda menos notória não se verificando nenhum núcleo de mortalidade aparente, dado o menor número de cadáveres registados, por comparação às espécies anteriores (Figuras 20 e 21).



Figuras 20 e 21 - Distribuição espacial da mortalidade, respectivamente de Mocho-galego e Bufo-pequeno, registadas ao longo dos 37.3 km de estrada monitorizados, no decorrer dos 30 meses de amostragem.

A comparação dos padrões de mortalidade entre os diferentes tipos de estrada apresenta-se no Quadro 8.

Em termos globais, é refutável que o ano de 2005 foi invariavelmente o mais dramático em termos da mortalidade observada por quilómetro, por ano, em todas as estradas prospectadas, à excepção da EN370 (*Road2*). Analogamente, atendendo ao tipo de estrada considerado, assim como à quilometragem muito equidistante que compõe cada uma delas, verifica-se que a EN4 (*Road3*) é a infra-estrutura, que a sofre mais impacto nestas rapaces, sendo novamente a Coruja-do-mato a espécie mais lesada e neste sentido, a que mais contribui (particularmente em 2005) para estes valores expressivamente elevados ($n=0.30$).

Contudo, se examinarmos o índice quilométrico obtido para cada estrada nos três anos, verifica-se um decréscimo gradual de valores totais, sobretudo de 2006 para 2007, em qualquer tipo de rodovia em análise, sendo a *Road1* (EM Valeira – R-114-N) completamente incólume.

Quadro 8 - Índice quilométrico de mortalidade anual para cada uma das quatro espécies em estudo (nº inds/Km/ano), em função do tipo de estrada e distâncias percorridas, nos anos de amostragem considerados.


Classificação das estradas		Road 1			Road 2			Road 3			Road 4		
Quilómetros Totais		9.3Km			6.5Km			12Km			9.5Km		
Anos de Amostragem		2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007
E s P é c i e	Coruja-do-mato	0.16	0	0	0	0.05	0.01	0.30	0.05	0.02	0.10	0.04	0.02
	Coruja-das-torres	0.009	0	0	0	0	0	0.07	0.04	0	0.06	0	0.008
	Mocho-galego	0.05	0	0	0	0.06	0	0.03	0.04	0.01	0.03	0.008	0
	Bufo-pequeno	0	0	0	0	0	0	0.02	0.006	0	0.008	0	0
	Total (inds/Km/ano)	0.22	0	0	0	0.11	0.01	0.42	0.14	0.03	0.20	0.05	0.03

8.3.2. Discussão

Tendo como base a elementaridade destas análises relativas aos resultados da mortalidade por atropelamento destas aves de rapina nas diferentes estradas em foco, é inevitável que nos remetem, numa primeira abordagem interpretativa, para algumas considerações de carácter expectável, que podem ser elaboradas neste âmbito. Deste modo é plausível reflectir sobre alguns aspectos, tais como:

De facto 2005 pode ser considerado um ano atípico, onde se pensa que o panorama geral relacionado com maiores níveis de mortalidade destas rapaces nesse espaço temporal, poderão dever-se a uma maior abundância populacional, instigada pelo sucesso reprodutor destas espécies no contexto da área estudada, tendo sido caracterizados por uma forte abundância juvenil sobretudo de Coruja-do-mato (dada a relevância dos dados obtidos) (Reijnen & Foppen 1994, Fernández 2001, Erritzoe 2003).

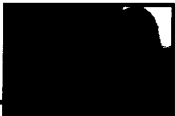
Neste sentido, no que concerne aos picos de mortalidade observados, estes são grandemente justificados por vários autores, como correspondendo ao período de emancipação dos juvenis na procura de novos territórios precedentemente desocupados, sendo as estradas e suas imediações provavelmente usadas como corredores de dispersão (Martínez & López 1995, Muntaner & Mayol 1996, Hagemeyer & Blair 1997, Fajardo *et al.* 1998, Massemin & Zorn 1998, Ramsden 2003, Silva *et al.* 2008).



As flutuações observadas entre espécies equivalem a ligeiras flutuações existentes nos seus ciclos de vida, sendo que neste caso o pico mais tardio observado para o Mocho-galego poderá ser justificado por uma reprodução e eclosão igualmente morosas, retardando assim a saída por parte dos juvenis (Cramp *et al.* 1992, Meek *et al.* 2003, Tomé *et al.* 2004, Newton 2006).

Paralelamente, essas divergências podem igualmente dever-se a diferenças no uso do espaço, pela população dispersante entre 2005/07. Neste contexto, as condições biofísicas oferecidas por anos subsequentes, podem ter impulsionado estas aves a procurar as estradas e bermas pela disponibilidade de recursos alimentares (e.g. micromamíferos) na vegetação marginal, constituindo um habitat complementar de enorme interesse (particularmente em paisagens dominadas por áreas agrícolas de exploração intensiva), favorecendo as nocturnas, sobretudo quando as flutuações nas populações de presas tendem a diminuir (Baudvin 1997, Meunier *et al.* 1999, Trzcinski *et al.* 1999, Meunier *et al.* 2000, Erritzoe 2003, Bautista *et al.* 2004).

Especificamente no que respeita à contribuição dos atributos das diferentes estradas nos padrões de mortalidade descobertos para cada espécie, pode-se inferir que os valores mais distintos na EN4, mormente em 2005, poderão ser resultado da densidade ou tipo de tráfego que nela circula (e.g. frequência de veículos pesados) assim como a qualidade do habitat que circunda particularmente nesta infra-estrutura linear, poderá propiciar o estabelecimento destas aves e portanto contribuir para maiores valores de densidade populacional, sobretudo de Coruja-do-mato (Muntaner & Mayol 1996, Meunier *et al.* 2000, Ramsden 2003, Silva *et al.* 2008, Gomes *et al.* 2009). Quanto ao impacte específico, destas rodovias nas diferentes espécies, verifica-se que no caso singular do Mocho-galego, os valores constantes de mortalidade apresentados (respectivamente *Roads* 1,2 e 4), parecem não dever-se a questões relativas à densidade de tráfego nestas estradas, dadas as suas características tão dispare. Provavelmente a hipótese vai de encontro à proposta anteriormente descrita, sendo que, provavelmente existirá nas imediações da EN4, habitat favorável que induz a um aumento nos níveis populacionais desta espécie, o que podemos inferir com sendo a principal causa para os valores de mortalidade constatados (dada a vulnerabilidade dos juvenis ao atropelamento).



No caso concreto do Bufo-pequeno (*Asio otus*), a menor mortalidade observada em todos os anos de amostragem poderá dever-se a níveis populacionais mais baixos desta espécie na área de estudo.

Finalmente, no que se refere à diminuição progressiva no número de registos de atropelamentos, observados em 2006 para 2007, esta gradação poderá dever-se a um decréscimo no número de efectivos populacionais das diferentes espécies na área em estudo, resultado possivelmente de um decréscimo no sucesso reprodutor destas aves ou uma menor procura das estradas e suas orlas por diversas razões comportamentais inerentes às características biofísicas das rodovias e do efeito do tráfego, tais como a sua densidade, o ruído, a luz e a poluição, que podem impedir uma transgressão bem sucedida, sendo considerados factores que reduzem a conectividade dos seus habitats, limitando o acesso selectivos aos recursos e alterando a composição e isolamento populacional destas rapaces a vários metros das rodovias (Clevenger et al. 2003, Bautista *et al.* 2004, Reijnen & Foppen 2006, West 2006, Orlowski 2008).



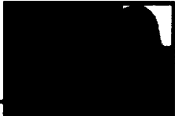
9. Considerações Finais

No momento em que a biologia da conservação procura perceber as forças que influenciam a viabilidade das populações e ecossistemas, é necessário compreender os efeitos deletérios e persuasivos das infra-estruturas rodoviárias, bem como as suas influências ecológicas a várias escalas espaciais, particularmente quando somos chamados a participar no desenvolvimento e implementação de estratégias para a conservação e recuperação da diversidade e integridade biológica (Forman & Alexander 1998, Fajardo 2001, Gutzwiller *et al.* 2003, Bautista *et al.* 2004).

A ecologia de estradas, deve fornecer soluções que permitam a protecção das espécies nas paisagens modernas como é o caso das aves de rapina nocturnas, onde os habitats são continuamente alterados e destruídos por estas infra-estruturas humanas, isolando e restringindo os organismos muitas vezes a inviáveis densidades populacionais. Todavia, a avaliação do grau de fragmentação que causa a infra-estrutura não é uma tarefa fácil, pois depende da espécie em questão, assim como da amplitude da barreira, do efeito da perturbação, da extensão e distribuição dos habitats dentro da paisagem e do tamanho das áreas não fragmentadas (e.g. Fahrig 1997, Forman *et al.* 2002, Rosell *et al.* 2002, Erritzoe 2003, Jaeger *et al.* 2006).

Como refere Luell *et al.* (2003), devemos considerar a fragmentação num cenário holístico, pelo que a aplicação de medidas para incrementar a permeabilidade das estradas, minimizando o seu efeito aversivo, bem como o risco de atropelamento subjacente, devem integrar informação de diversos domínios, incluindo sobretudo aspectos relativos à selecção de habitat e ao uso do espaço. Só assim se pode garantir o sucesso de programas de conservação.

O presente estudo pretendeu dar um contributo no sentido de perceber se de facto as estradas, assim como a intensidade de tráfego inerente, possuem algum efeito na densidade e distribuição de aves de rapina nocturnas, nomeadamente da Coruja-do-mato e do Mocho-galego. De acordo com os dados apresentados, constatou-se que as variáveis de estrada associadas às suas características biofísicas, bem como a densidade do tráfego inerente, são de um modo generalizado, responsáveis pelo comportamento de repulsa das espécies de aves de rapina nocturnas em estudo, apresentando estas densidades mais elevadas longe dos habitats adjacentes às rodovias.



Todavia a presença de habitat favorável a estas rapaces é considerado o descritor com maior poder estatístico no que concerne à sua distribuição e densidade, sendo os montados densos e a presença de zonas agrícolas de sequeiro, positivamente correlacionadas, respectivamente com a densidade de casais reprodutores de Coruja-do-mato e Mocho-galego.


Em consequência da verificação destas constatações não ter sido efectuada, mediante observação de modelos estatísticos muito robustos, atendendo ao reduzido número de pontos de escuta e periodicidade de amostragem, são todavia considerados fidedignos e congruentes, como uma primeira grande contribuição em Portugal e nomeadamente um reflexo fiável e realístico do que realmente se passa com estas populações no Alentejo, sendo extremamente útil, como um ponto de partida para a mitigação dos impactes das rodovias nas rapinas nocturnas.

Assim, mediante as conclusões acima mencionadas, a aplicação de medidas de mitigação específicas e outras acções gerais, poderão admitir dois grandes objectivos de conservação:

a) Manter os efectivos populacionais longe das estradas e seus perigos, conservando e assegurando as características estruturais, configurações e requisitos dos habitats.

A conservação das aves de rapina nocturnas, associadas às vastas áreas de montado e cerealicultura extensiva de elevado valor conservacionista, depende em larga medida da manutenção e maneio tradicional das actividades agrícolas e agro-florestais extensivas, associadas ao sistema, as quais por sua vez, estão largamente dependentes das políticas agrícolas nacionais e internacionais, do que propriamente de uma protecção restrita (Pons 2000, Reino 2000). Neste sentido, o governo deveria investir mais em esquemas agro-ambientais e promover políticas de encorajamento da preservação e recuperação dos seus habitats, que contribuíssem para inverter o declínio de aves de rapina como as corujas, assim como implementar alterações na política de transportes e uso do solo que resultassem na redução da dependência das estradas (e.g. Forman *et al.* 2002, Altwegg *et al.* 2003, López 2003, Ramsden 2003, Martínez & Zuberogoitia 2004).


Para resolver esta situação, deverá implementar-se várias medidas e orientações de gestão, dirigidas a incrementar e garantir a viabilidade e densidade das populações de



rapinas nocturnas e que passam primeiramente por reduzir os efeitos desregrados da exploração e uniformização intensiva de habitats florestais e agrícolas, no que concerne respectivamente à Coruja-do-mato e Mocho-galego, que foram conhecidamente ocupados desde 2005, tendo como iniciativa a provisão de concessões para os proprietários destas terras, de modo a garantir os seus requisitos ecológicos, fidelizando a territorialidade destas aves nestas áreas. Neste sentido, a conservação e ordenamento de pequenas manchas de floresta autóctone e áreas de cultivo, bem como as zonas tampão ou buffers que as ladeiam (com actividade agrícola de forma a amortizar as agressões externas), deverão constituir num conjunto de acções sustentadas pelo conhecimento da ecologia das espécies alvo, e da dinâmica das áreas, favorecendo a actividade de caça destas rapaces, assim como providenciar alguma protecção para a actividade reprodutora, podendo esta ser aliciada mediante a colocação voluntária de caixas-ninho nestes meios, de modo a superar a limitação da escassez de cavidades para nidificação, o que contribuirá para elevar a densidade destas espécies a médio-prazo (e.g. Ramsden 2003, Sergio & Newton 2003, Smith 2003, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008).

b) Investir na conectividade das manchas de paisagem fragmentada pelas rodovias, criando opções de conservação estratégicas, que não somente minimizem o efeito de repulsa reconhecido nestas aves, mas também o efeito da mortalidade por atropelamento.

Dado que as rapinas nocturnas representam uma grande mobilidade ao longo do seu ciclo vital (sobretudo os juvenis), considera-se estritamente necessário como prioridade de conservação, restabelecer corredores territoriais de dispersão funcional que foram afectados pela existência de uma infra-estrutura viária, com fim de assegurar a sustentabilidade e permeabilidade da rede de estradas, de modo a salvaguardar com segurança os fenómenos ecológicos essenciais a estas rapaces, dentro dos mosaicos paisagísticos. Em meio aéreo, um dos potenciais impactes sobre estas espécies que potencialmente causa um efeito barreira aliado a um comportamento de repulsa a estradas e bermas, trata-se da densidade do tráfego, assim como as acções dos factores físicos inerentes ao mesmo, como o ruído, a iluminação ou a poluição, mas também a mortalidade directa por colisão com os veículos. Neste âmbito, e numa perspectiva mais ampla, será importante a colocação




de barreiras anti-som, para minimizar ou eliminar por completo a acção do ruído (que deriva da densidade do tráfego e da superfície da via), mediante a aplicação de estruturas acústicas artificiais ou corredores arbóreos plantados a cerca de 15-25m longe das bermas, incluindo a possibilidade de criar sobre-elevações de terra, diminuindo a sua banda de afectação e contribuindo igualmente para a diminuição da mortalidade destas aves de modo a forçá-las a um voo mais elevado sobre a infraestrutura (e.g. Pons 2000, Geneletti 2003, Gutzwiller *et al.* 2003, Jacobson 2005, González *et al.* 2007). Adicionalmente, no que concerne ao habitat marginal, poderá proceder-se à eliminação periódica da vegetação espontânea marginal, reduzindo assim a disponibilidade de micromamíferos, de modo a evitar mais perdas resultantes da colisão com os veículos, por atracção ao alimento, assim como poisos de caça junto às estradas, que instiguem essa procura (e.g. Seiler 2001, Pineda *et al.* 2002, Bissonette 2005, Jacobson 2005, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).

Apesar, de terem sido enumeradas algumas medidas de mitigação, constata-se que isoladamente ou em combinação com outras acções, possam não remover ou corrigir na totalidade os impactes e problemas ecológicos das estradas e tráfego, na distribuição e densidade de rapinas nocturnas, sendo igualmente desconhecida a sua real efectividade, no que concerne concretamente à Coruja-do-mato e Mocho-galego. Todavia devem alertar-nos para a eficiência e custo-benefício da mitigação das infra-estruturas de transporte, sendo que o carácter moroso e oneroso de muitas delas, necessita de mais estudos e mitigações retroactivas que reconheçam e evidenciem a sua eficiência, podendo considerar-se a sua possível incorporação em infra-estruturas mais antigas.

Neste âmbito, será necessário perspectivar, a aplicabilidade futura de análises mais detalhadas, que permitam reforçar conhecimentos e perceber fidedignamente:

- Como as estradas afectam as comunidades de aves de rapina nocturnas nomeadamente abundância relativa e a probabilidade de ocorrência, percebendo como variam as relações das suas variáveis espaciais ao longo dos anos. A acção de estradas pavimentadas ou não pavimentadas e as suas larguras, densidade de tráfego, velocidades deverão ser estudadas, assim como estimar os efeitos ecológicos do ruído e o efeito-barreira na estrutura demográfica/genética das populações de Coruja-do-mato e Mocho-galego que habitam perto e longe das rodovias, também



deverão ser clarificados. Esses estudos deveriam também incluir, mortalidade e sucesso reprodutor em áreas protegidas, o que permitiria fornecer dados para quantificar os efeitos das estradas como armadilhas ecológicas (Illner 1992, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).


- Avaliar as interações da paisagem entre grandes manchas de habitat, corredores e estradas, testando a sua conectividade e o impacto da mesma na salvaguarda destas espécies; Outro factor é a influência do exterior sobre esses fragmentos através dos chamados efeitos de orla que têm consequências difíceis de prever, tanto na interface como na matriz (Delibes de Castro 2002).


- Aprofundar estudos de comportamento destas rapaces perante as rodovias. Alguns estudos apenas documentam a redução da densidade das espécies em habitats perto das estradas. Esta informação é ambígua porque a reduzida densidade pode também ser um resultado de comportamento de repulsa resultante de perturbação versus o efeito de atracção devido à disponibilidade de alimento, ou a redução no tamanho da população junto com a mortalidade pelo tráfego. Mais pesquisas são necessárias para perceber como as espécies respondem a alterações a diferentes escalas em ordem a desenvolver melhores políticas locais e regionais e programas de conservação e manutenção que assegurem a produtividade e conservação destas rapaces (e.g. Reijnen *et al.* 1995a, Gutzwiller *et al.* 2003, Jaeger *et al.* 2005, Manley *et al.* 2006).

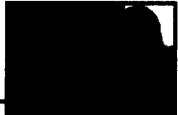
10. Referências Bibliográficas

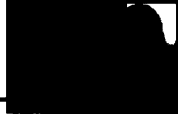
(Referências citadas unicamente na introdução e conclusões finais da dissertação)

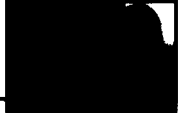
- Altwegg, R., Roulin, A., Kestenholz, M & Jenni, L. 2003. Variation and covariation in survival, dispersal, and population size in barn owls *Tyto alba*. *Journal of Animal Ecology* 72: 391-399.
- Appleby, B. & Redpath, S. 1997. Variations in the male territorial hoot of the Tawny Owl *Strix aluco* in three English populations. *IBIS* 139: 152-158.
- Ascensão, F. 2001. Mortalidade de vertebrados por atropelamento em estradas do Alto Alentejo. Relatório de estágio para a obtenção de Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais – Variante Terrestre. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Ascensão, F., Lourenço, R. & Mira, A. 2003. Impacto da mortalidade por atropelamento nas aves de rapina nocturnas (Ordem Strigiformes) no Sul de Portugal. IV Congresso de Ornitologia da SPEA/II Jornadas Ibéricas de Ornitologia. Aveiro.
- Ascensão, F. & Mira, A. 2006. Spatial patterns of road-kills: a case study in Southern Portugal. In *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Avotins, A. 2004. Tawny Owl's Territory Occupancy In Eastern Latvia. *Bird Census News* 13: 167-173.
- Badzinski, D. 2003. Ontario Nocturnal Owl Survey. Ontario Ministry of Natural Resources – Wildlife Assessment Unit.
- Baudvin, H. 1997. Barn Owl (*Tyto alba*) and Long-Eared Owl (*Asio otus*) Mortality Along Motorways in Bourgogne-Champagne: Report and Suggestions. In Duncan, J., Johnson, D., Nicholls, T. (eds). *Biology and conservation of owls of the Northern Hemisphere: 2nd International symposium*. Gen. Tech. Rep. NC – 190-. St. Paul, MN: U.S. Dept of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 190: 58-61.
- Bautista, L., García, J., Calmaestra, R., Palacín, C., Martín, C., Morales, M., Bonal, R. & Viñuela, J. 2004. Effect of Weekend Road Traffic on the Use of Space by Raptors. *Conservation Biology* 18: 726-732.
- Beersma, P. & Beersma, W. 1999. Little Owls *Athene noctua* and Biocides: Reasons for Concern? In *The Little Owl in Flanders in its international context*. Proceedings of the Second International Little Owl Symposium, 16-18 March 2001, Geraardsbergen, Belgium. Van Nieuwenhuysse D., Leysen M. and Leysen K. (eds). *Oriolus* 67(2-3): 84-87.


- 
-
- Beja, P. R. 1995. Patterns of availability and use of resources by otters (*Lutra lutra* L.) in southwest Portugal. Tese para obtenção do grau de Doutor. Universidade de Aberdeen, Aberdeen. Scotland.
- Bekker, H., Hengel, B., Bohemen, H. & Sluijs, H. 1995. Nature across motorways. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, The Netherlands.
- Benjamin, J. 2005. Human Impacts on Owls within the United States – A study of both positive and negative aspects of the interactions between humans and owls. U.S.A.
- Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* 136: 412-425.
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D. & Mustoe, S. 2000. *Bird Census Techniques*, 2nd edn. Academic Press, London.
- BirdLife International 2004. *Birds in the European Union: a status assessment*. BirdLife International. Wageningen.
- Borrvalho, R. 1990. Ordenamento Cinegético. Sobre o Impacte das Aves de Rapina nas Espécies Cinegéticas. I.S.A.
- Brinjal – Centro de Recuperación De Rapaces Nocturnas. 1992. *Rapaces Nocturnas*. Consejería de Médio Ambiente Y Ordenación Del Território. CODA. Madrid.
- Brotans, L. & Herrando, S. 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape and Urban Planning* 57(2): 77-89.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Carmona, J., Anguas, F., Martínez, M., Cobo, J., Suárez, L., Fuentelsaz, F., Hernández, E. & Schmidt, G. 2006. *Infraestructuras viarias en Doñana. Problemática ambiental y propuestas*. WWF /Adena. Madrid. España.
- Centili, D. 2001. Playback and Little Owls *Athene noctua*: Preliminary Results and Considerations. *Oriolus* 67(2-3): 84-88.
- Chace, J. & Walsh, J. 2004. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*: 74(1): 46-69.
- Clevenger, A.P. 1996. *Highway Effects On Wildlife: A Research, Monitoring An Adaptive Mitigation Study*. Progress Report. Wildlife Section Banff National Park, Alberta.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. & Gunson, K. E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Costa, J., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã, M. & Neto, C. 1998. *Biogeografia de Portugal Continental*. *Quercetea* 0: 5-56.
- Cramp, S., et al. 1992. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa- The Birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Ed. Oxford University.Press, Oxford.

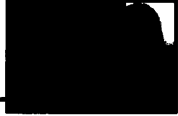
- 
-
- De Bruijn, O. 1994. Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek, Netherlands. *Ardea* 82: 1-109.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. 1999. Handbook of the Birds of the World. Vol 5. Barn-owls to Hummingbirds, Lynx Editions, Barcelona.
- Delibes de Castro, M. 2002. Infraestructuras, habitats y biodiversidad In: I Congresso de Ingeniería Civil, Território y Médio Ambiente. Madrid. España.
- Develey, P.F. & Stouffer, P.C. 2001. Effects of Roads on Movements by Understory Birds in Mixed-Species Flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15(5): 1416-1422.
- Díaz, M., Asensio, B. & Tellería, J.L. 1996. Aves Ibéricas. Vol I. No Paseriformes. J.M.Reyero, Madrid.
- Donnell, R. 2004. Effects of Environmental Conditions on Owls Responses to Broadcast Calls. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society* 40: 101-106.
- Elias, G. I., Reino, L. M., Silva, T., Tomé, R. & Geraldés, P. 1998. Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Equipa Atlas. 2008. Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim. Lisboa.
- Erittzo, J., Mazgajski, T.D. & Rejt, L. 2003. Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithologica* 38(2): 77-93.
- Escandell, V. 2004. Seguimiento de Aves Nocturnas en España. Programa Noctua. Informe 2002-2003. Análisis y establecimiento de una nueva metodología. SEO/Birdlife. Madrid.
- Escandell, V. 2005. Seguimiento de Aves Nocturnas en España. Programa Noctua. Informe 2003-2004. Análisis y establecimiento de una nueva metodología. SEO/Birdlife. Madrid.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61(3): 603-610.
- Fajardo, I. 1990. Mortalidad de la lechuza común (*Tyto alba*) en España central. *Ardeola* 37:101-106.
- Fajardo, I., Vasquez, A., Martín, F., Calvo, J., Ibañez, F. & Jiménez, M. 1992. Informe de los atropellos en las rapaces nocturnas. In: López, J. 2003. I Jornadas para el estudio y la prevención de la mortalidad de vertebrados en carreteras. CODA, Madrid.
- Fajardo, I., Pividal, V., Trigo, M. & Jiménez, M. 1998. Habitat selection, activity peaks and strategies to avoid road mortality by the Little Owl *Athene noctua*. *Alauda* 66: 49-60.
- Fajardo, I., Babiloni, G. & Miranda, Y. 2000. Rehabilitated and wild barn owls (*Tyto alba*): dispersal, life expectancy and mortality in Spain. *Biological Conservation* 94: 287-295.
- Fajardo, I. 2001. Mortalidad de la Lechuga Común (*Tyto alba*) en la España Central. *Ardeola* 37(1): 101-106.


- 
-
- Fajardo, I. 2001. Monitoring non-natural mortality in the barn owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain. *Biological Conservation* 97:143-149.
- Férrandez, E. 2001. Avifaunal Use of Wooded Streets in an Urban Landscape. *Conservation Biology* 14(2): 513-521.
- Forman, R.T. & Alexander, L.E. 1998. Roads And Their Major Ecological Effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207-231.
- Forman, R., Reineking, B. Hersperger, A. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in suburbanizing landscape. *Environmental Management* 29: 782-800.
- Forman, R.T., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T. & Winter, T. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington, D.C.
- Francis, C. & Bradstreet, M. 1997. Monitoring Boreal Forest Owls in Ontario Using Tape Playback Surveys with Volunteers. In: Duncan, J.R., Johnson, D.H. & Nicholls, T.H. (Ed.). *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere*. United States Department of Agriculture, Winnipeg, Manitoba.
- Francis, C. & Saurola, P. 2004. Estimating components of variance in demographic parameters of Tawny Owls, *Strix aluco*. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(1): 489-502.
- Franco, I. 2000. Aspectos ecológicos da mortalidade de vertebrados em rodovias do interior alentejano. Relatório de estágio para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais – Variante Terrestres. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Frías, O. 1999. Estacionalidad De Los Atropellos De Aves En El Centro De España: Numero Y Edad De Los Individuos Y Riqueza Y Diversidad De Especies. *Ardeola* 46(1): 23-30.
- Fuller, M. & Mosher, J. 1981. Methods of Detecting and Counting Raptors: A Review. *Studies in Avian Biology* 6: 235-246.
- Galleotti, P. 1994. Patterns of territory size and defence level in rural and urban tawny owl (*Strix aluco*) populations. *Journal of Zoology* 234(4): 641-658.
- Galleotti, P. 2001. *Strix aluco* Tawny Owl. *Birds of Western Palearctic* 3:43-77
- Geneletti, D. 2003. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review* 23: 343-365.
- Gil-Sánchez, J., Garrido, F.M. & Serrano, V. 1999. Distribución y estatus de las aves rapaces (Falconiformes y Estrigiformes) de la provincia de Granada (1990-1996). *Zool. Baetica* 10: 15-48.
- Glue, D. 1973. Seasonal Mortality in Four Small Birds of Prey. *Ornis Scand* 4: 97-102.
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C. & Mira, A. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecol Res* 24(2): 355-370.

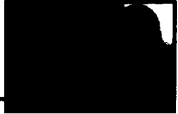
-
- 
- González, A., García, J. & Carballo. 2007. Efecto De La Contaminación Acústica Sobre Las Poblaciones De Vertebrados Forestales En Alava. Asociación meioambiental ATTHIS.
- Grosshuesch, D. 2005. Owl Monitoring Program. Final Report. Minnesota Dept. of Natural Resources and Wisconsin Dept. of Natural Resources.
- Gutzwiller, K., Wylie, C. & Barrow, Jr. 2003. Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan Desert landscapes. *Biological Conservation* 113: 225-237.
- Hagemeijer, W., Blair, M. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. T & A D Poyser. London.
- Hausleitner, D., Sc, M. & Bio, R. 2006. Inventory Methods for Owl Surveys. Standards for Components of British Columbia's Biodiversity nº42. Ecosystems Branch of the Ministry of Environment for the Resources Information Standards Committee.
- Helldin, J. & Seiler, A. 2003. Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forest and farmland In *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE*.
- Hernandez, M. 1988. Road mortality of the Little Owl (*Athene noctua*) in Spain. *J.Raptor Res* 22: 81-84.
- Hoyas, J. & López, F. 2002. Hipotermia en Três Espécies De Estrigiformes Ibéricas. *Ardeola* 49(1): 105-108.
- Illner, H. 1992. Road deaths of Westphalian owls: methodological problems, influence of roads type and possible effects on populations levels. *The Ecology and Conservation of European Owls* (eds C.A. Galbraith, I.R. Taylor & S. Percival, Chapters 2 and 3, pp. 94-100; 209-319. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Iuell, B., Bekker, H., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavac, V., Keller, V., Rosell, R. Sangwine, T. Torslow, N. & Wandall, B. 2003. *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure: Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. COST 341. KNNV Publishers, Brussels.
- Jacobson, S. 2005. Mitigation Measures for Highway-caused Impacts to Birds. USDA Forest Service. 1043-1050 p.
- Jaeger, J. & Fahrig, L. 2004. Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conservation Biology* 18(6): 1651-1657.
- Jaeger, J., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B. & Toschanowitz, K. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behaviour. *Ecological Modelling* 185: 329-348.
- Jaeger, J., Fahrig, L. & Haber, W. 2006. Reducing habitat fragmentation by roads: a comparison of measures and scales. In: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: pp. 13-17.


- 
-
- Johnson, R., Brown, B., Haight, L. & Simpson, J. 1981. Playback Recording as a Special Avian Censusing Technique. *Studies in Avian Biology* 6: 68-75.
- Johnson, M. 2005. Habitat Quality: A Brief Review for Wildlife Biologists. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society* 41: 31-41.
- Johnson, D., Van Nieuwenhuysse, D. & Génot, J. 2007. Survey protocol for the Little Owl (*Athene noctua*). Global Owl Project.
- Kaselloo, P. Synthesis of noise effects on wildlife populations. U.S. Department of Transportation FHWA-HEP-06-016. U.S.A.
- Kasprzykowski, Z. & Golawski, A. 2006. Habitat use of the Barn Owl *Tyto alba* and the Little Owl *Athene noctua* in central-eastern Poland. *BIOLOGICAL LETTERS* 43(1): 33-39.
- Kuitunen, M., Rossi, E. & Stenroos, A. 1998. Do Highways Influence Density of Land Birds? *Environmental Management* 22(2): 297-302.
- Leigh, R. 2001. Working Structure of the European Conservation Plan for the Little Owl *Athene noctua*: The Way Forward In The Little Owl in Flanders in its international context. *Proceedings of the Second International Little Owl Symposium, 16-18 March 2001, Geraardsbergen, Belgium.* Van Nieuwenhuysse D., Leysen M. and Leysen K. (eds). *Oriolus* 67(2-3): 84-87.
- Lengagne, T. & Slater, P. 2002. The effects of rain on acoustic communication: tawny owls have good reasons for calling less in wet weather. *The Royal Society* 269: 2121-2125.
- Lodé, T. 2000. Effect of a Motorway on Mortality and Isolation of Wildlife Populations. *Ambio* 29(3): 165-168.
- López, J.L. 2003. Jornadas para el estudio y la prevención de la mortalidad de vertebrados en Carreteras. Capítulos I, II, V e VIII. CODA. Madrid.
- Lourenço, R.F., Basto, M.P., Cangarato, R., Álvaro, M.C., Oliveira, V.A., Coelho, S. & Pais, M.C. 2002. The Owl (Order Strigiformes) Assemblage In The North-Eastern Algarve. *Airo* 12:25-33.
- Lourenço, R., B. Abelho, N. Pedroso & E. Santos. 2004. Introdução ao Estudo das Aves de Rapina. Centro de Estudos da Avifauna Ibérica, Évora.
- Lourenço, R., Ascensão, F., Godinho, S., Gomes, L., Grilo, C., Silva, C. & Mira, A. 2005. Monitorização do impacte das rodovias nas aves de rapina no Sul de Portugal. Seminário Infra-estruturas lineares e biodiversidade. Évora. (comunicação oral).
- Lynch, J. 1995. Effects of Point Count Duration, Time-of-Day, and Aural Stimuli on Detectability of Migratory and Resident Species in Quintana Roo, Mexico. *USDA Forest Service Gen Tech. Rep. PSW-GTR 149: 1-6.*
- Malo, J.E., Suárez, F. & Díez, A. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accident using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.

- 
-
- Manley, P., Horne, B., Roth, J., Zielinski, W., Mckenzie, M., Weller, T., Weckerly, F. & Vojta, C. 2006. Multiple Species Inventory and Monitoring Technical Guide. United States Department of Agriculture.
- Marques, J. M. 1994. Vertebrados Mortos Por Atropelamento (EN 118 Alcochete/Porto-Alto). Seminário sobre a avaliação do impacte ambiental de projectos rodoviários, Espinho.
- Martínez, J.A. & López, G. 1995. Dispersal And Causes Of Mortality Of The Barn Owl (*Tyto alba*) In Spain. *Ardeola* 42(1): 29-37.
- Martínez, J.E. & Calvo, J. 1997. Rapaces diurnas y nocturnas de la Región de Murcia. Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza. Dirección General del Medio Natural Consejería de Industria y Medio Ambiente. Murcia.
- Martínez, J. & López, G. 1999. Breeding ecology of the Barn owl (*Tyto alba*) in Valencia (SE of Spain). *Journal fur Ornithology* 140: 93-99.
- Martínez, J. & Zuberogoitia, I. 2002. Factors Affecting the Vocal Behaviour of Eagle Owls *Bubo bubo*: Effects of Sex and Territorial Status. *Ardeola* 49(1): 1-9.
- Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Colas, J. & Macia, J. 2002. Use Of Recorder Calls For Detecting Long-Eared Owls *Asio otus*. *Ardeola* 49 (1): 97-101.
- Martínez, J.A., Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., Garcia, J., Carbonell, R., Lucas, M. & Díaz, M. 2003. La Evaluación De Impacto Ambiental Sobre Las Poblaciones De Aves Rapaces: Problemas De Ejecución Y Posibles Soluciones. *Ardeola* 50 (1): 85-102.
- Martínez, J. & Zuberogoitia, I. 2004a. Effects of Habitat Loss on Perceived and Actual Abundance of the Little Owl *Athene noctua* in Eastern Spain. *Ardeola* 51 (1): 215-219.
- Massemin, S. & Y. Handrich, 1997. Higher winter mortality of the barn owl compared to the long-eared owl and the tawny owl: influence of lipid reserves and insulation?. *Condor* 99:960-971.
- Massemin, S. & Zorn T. 1998. Highway Mortality of Barn Owls in Northeastern France. *J. Raptor Res* 32(3): 229-232.
- Meek, W., Burman, P., Nowakowski, M., Sparks, T. & Burman, N. 2003. Barn owl release in lowland southern England – a twenty-one year study. *Biological Conservation* 109: 271-282.
- Meffe & Carrol. 1997. Principles of conservation biology. 2nd edition. Sinauer. Sunderland.
- Mesquita, S. 2005. Modelação Bioclimática de Portugal Continental. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre, Instituto Superior Técnico.
- Meunier, F., Verheyden, C. & Jouventin, P. 1999. Bird communities of highway verges: Influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica* 20(1): 1-13.
- Meunier, F., Verheyden, C. & Jouventin P. 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92: 291-298.
- Mitchell, B. & Donovan, T. 2008. Mob Mentality: Effect of a Mobbing Playback on Avian Detection Probabilities during Point Count Surveys. *The Open Ornithology Journal* 1: 8-19.

- 
-
- Mikkola, H. 1983. *Owls of Europe*. T. y A.D. Poyser. London.
- Muntaner, J. & Mayol, J. 1996. *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, 1994. Monografías, nº4. SEO, Madrid.
- Navarro, J., Minguez, E., Garcia, D., Villacorta, C., Botella, F., Sanchez-Zapata, J., Carrete, M. & Giménez, A. 2005. Differential Effectiveness of Playbacks for Little Owls (*Athene Noctua*) Surveys Before and After Sunset. *J. Raptor Res.* 39(4): 457-461.
- Newton, I., Wyllie, I. & Asher, A. 1991. Mortality causes in British Barn Owls *Tyto alba*, with a discussion of aldrin-dieldrin poisoning. *IBIS* 133: 162-169.
- Newton, I., I. Wyllie & L. Dale. 1997. Mortality Causes in British Barn Owls (*Tyto alba*), Based on 1,101 Carcasses Examined During 1963-1996. In: Duncan, J.R., Johnson, D.H. & Nicholls, T.H. (Ed.). *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere*. United States Department of Agriculture, Winnipeg, Manitoba.
- Newton, I. 2006. Advances in the study of irruptive migration. *Ardea* 94(3): 433-460.
- Olson, G., Anthony, R., Forsman, E., Ackers, S., Loschl, P., Reid, J., Dugger, K., Glenn, E., & Ripple, W. 2005. Modelling Of Site Occupancy Dynamics For Northern Spotted Owls, With Emphasis On The Effects Of Barred Owls. *Journal of Wildlife Management* 69:918-932.
- Orlowski, G. 2008. Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 86(2): 153-161.
- Overskaug, K., Bolstad, J., Sunde, P. & Oien, I. 1999. Fledging Behaviour And Survival In Northern Tawny Owls. *The Condor* 101: 169-174.
- Petra, V. & Vrezec, A. 2006. Interspecific Territorial Vocal Activity of the Ural Owl (*Strix Uralensis*) Towards Tawny Owl (*Strix aluco*), Sympatric Owl Competitor: A Playback Experiment. *SAZU* 47: 99-105.
- Petty, S. & Fawkes, B. 1997. Clutch Size Variation in Tawny Owls (*Strix aluco*) from Adjacent Valley Systems: Can This be Used as a Surrogate to Investigate Temporal and Spatial Variation in Vole Density? In: Duncan J., Johnson, D. & Nichols, T. (eds). *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere*, Second International Symposium, February 5-9, 1997.
- Pons, P. 2000. Height of the road embankment affects probability of traffic collision by birds. *Bird Study* 47: 122-125.
- Ramos, M., Pérez, O., Quintana, M. & Pastor, O. 2008. Fragmentación de los habitats de la Red Natura 2000 afectados por el PEIT (Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte). *GeoFocus* 8: 44-60.
- Ramp, D., Wilson, V. & Croft, D. 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129: 348-359.

-
- 
- Ramsden, D.J. 2003. Barn Owls And Major Roads: results and recommendations. From a 15-year research project. The Barn Owl Trust, Ashburton.
- Ranazzi, L., Manganaro, A. & Salvati, L. 2000b. The Breeding Success of Tawny owls (*Strix aluco*) in a Mediterranean Area: A Long-Term Study in Urban Rome. *J. Raptor Res.* 34(4): 322-326.
- Ranazzi, L., Manganaro, A. & Salvati, L. 2002. Density fluctuations in an urban population of Tawny Owl *Strix aluco*: a long-term study in Rome, Italy. *ORNIS SVECICA* 12: 63-67.
- Redpath, S.M. 1994. Censusing Tawny Owls *Strix aluco* by the use of imitation calls. *Bird Study* 41:192-198.
- Reijnen, R. & Foppen, R.1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.
- Reijnen, R., Veenbaas, G. & Foppen, R. 1995a. Predicting the Effects of Motorway Traffic on Breeding Bird Populations. Ministry of Transport and Public Works, Delft, The Netherlands.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6: 567-581.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 2006. Chapter 12: Impact of Road Traffic on Breeding Bird Populations In: Davenport, J. & Davenport, J. (eds). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, 225-274.
- Reino, L. 2000. Diversidade da Avifauna Invernante do Baixo Alentejo. *Silva Lusitana* 8(2): 229-238.
- Reino, L., Beja, P., Osborne, P., Morgado, R., Fabião, A. & Rotenberry, J. 2009. Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation: interactions affecting farmland birds around forest plantations. *Biological Conservation* (In Press).
- Rivas-Martínez, S. 1981. Les étages bioclimatiques de la végétation de la Peninsule Iberique. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 37: 251-268.
- Rosell, C., Álvarez, G., Cahill, C., Campeny, C., Rodríguez, A. & Seiler, A. 2002. COST 341. La Fragmentación del habitat en relación con las infraestructuras de transporte en España. Ministério de Médio Ambiente. Informe inédito. Madrid.
- Rufino, R. 1989. Atlas das Aves que nidificam em Portugal Continental. CEMPA. SNPRCN. Lisboa.
- Salvati, L., Manganaro, A., Pucci, L., Ranazzi, L. 2001. Distribution of woodland raptors along a Mediterranean-temperate gradient in Latium (central Italy). *Ornis Hungarica* 11: 1-7.

- 
-
- Salvati, L. & Ranazzi, L. 2002. Changes in density and territory size of the Tawny Owl *Strix aluco* along an altitude gradient: the effect of forest types and wood cover. *Acta zoologica cracoviensia* 45 (2): 237-243.
- Santos, S. 1999. Influência De Factores Ambientais Na Distribuição Do Mocho-galego *Athene noctua* S. E Da Coruja-do-mato *Strix aluco* No Parque Natural Da Serra de São Mamede. In II Congresso de Ornitologia da SPEA, Faro.
- Santos, C.P. 2002. Mortalidade de vertebrados em estradas do Parque Natural do Douro Internacional. In: Master Universitario Internacional en Gestión y Conservación de la Fauna Salvaje Euromediterránea - Estudios y Proyectos.
- Santos, T., Tellería, J. & Carbonell, R. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* 105: 113-125.
- Sasvári, L. & Heigy, Z. 2002. Effects of age composition of pairs and weather condition on the breeding performance of tawny owls, *Strix aluco*. *Folia Zool.* 51(2): 113-120.
- Saurola, P. & Francis, C. 2004. Estimating population Dynamics and dispersal distances of owls from nationally coordinated ringing data in Finland. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(1): 403- 415.
- Seiler, A. 2001. Ecological Effects of Roads. A review. Grimsö Wildlife Research Station, Dept. of Conservation Biology, University of Agricultural Sciences, S-73091 Riddarhyttan.
- Seiler, A. 2003. The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden. Doctoral Tesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala. Sweden.
- Sergio, F. & Newton, I. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72: 857-865.
- Sergio, F., Marchesi, L. & Pedrini, P. 2004a. Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *Journal of Biogeography* 31:619-628.
- Sergio, F., Newton, I. & Marchesi, L. 2005. Conservation: Top predators and biodiversity. *Nature* 436(7048): 192.
- Sergio, F., Neewton, I., Marchesi, L. & Pedrini, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43: 1049-1055.
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P. & Penteriani, V. 2007. Coexistence of a generalist owl with its intraguild predator: distance-sensitive or habitat-mediated avoidance? *Animal Behaviour* 74(6): 1607-1616.
- Shawyer, C.R. & Dixon, N. 1999. Impact of roads on Barn Owls *Tyto alba* populations. Report DPU 9/51/2 to the Highway Agency. U.K.
- Silva, C., Grilo, C. & Mira, A. 2008. Modelling owl mortality on roads of Alentejo (Southern Portugal). *Airo* 18(3): 3-12.

- 
-
- Slater, F.M. 2002. An assessment of wildlife road casualties- the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web. Ecol.* 3:33-42.
- Smith, R. 2003. Raptor Assemblage, Abundance, Nesting Ecology and Habitat Characteristics Under Intensive Forest Management in the Central Appalachian Mountains. Thesis of Master's Graduation. Morgantown. West Virginia.
- Solonen, T. 2005. Breeding of the Tawny Owl *Strix aluco* in Finland: responses of a southern colonist to the highly variable environment of the North. *Ornis Fennica* 82: 97-106.
- Spellerberg, 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Sunde, P. & Bolstad, M. 2004. A telemetry study of the social organization of a tawny owl (*Strix aluco*) population. *Journal of Zoology* 263(1): 65-76.
- Takats, D. & Holroyd, G. 1997. Owl Broadcast Surveys in the Foothills Model Forest, Alberta, Canada. In: Duncan, J.R., Jonhson, D.H. & Nicholls, T.H. (Ed.). *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere*. United States Department of Agriculture, Winnipeg, Manitoba.
- Takats, 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, AB.
- Terry, A., Peake, T. & McGregor, P. 2005. The role of vocal individuality in conservation. *Frontiers in Zoology* 2: 1-16.
- Tomé, R. & Silva, T. 1994. Métodos de Censo de Aves Nocturnas. Pp. 23-30. In Almeida J. & Rufino, R. (Eds.). *Métodos de Censos e Atlas de Aves*. SPEA, Lisboa.
- Tomé, R., Bloise, C. & Korpimäki, E. 2004. Nest-Site Selection And Nesting Success Of Little Owls (*Athene noctua*) In Mediterranean Woodland And Open Habitats. *J.Raptor Res* 38(1): 35-46.
- Tomé, R., Catry, P., Bloise, C. & Korpimaki, E. 2008. Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. *Ornis Fennica* 85: 22-32.
- Trombulak, S. & Frissell, C. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30.
- Trzcinski, M., Fahrig, L. & Merriam, G. 1999. Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- Tucker, G.M., Heath, M.F., Tomialojc, L. & Grimmett, R.F. 1994. *Birds in Europe. Their Conservation Status*. Bird Life International, Cambridge.
- Van Nieuwenhuysse, D., Bekaert, M., Steenhoudt, K. & Nollet, F. 2000. Longitudinal Analysis Of Habitat Selection And Distribution Patterns In Little Owls *Athene noctua* In Meulebeke (West-Flanders, Northern Belgium). *Oriolus* 67 (2-3): 1-10.

-
- 
- Van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M., Leenheer, I. & Bracquen . 2000. Towards a Conservation Strategy for Little Owl *Athene noctua* in Flanders In *Little Owls Athene noctua* In Meulebeke (West-Flanders, Northern Belgium). *Oriolus* 67(2-3): 1-10.
- Van Nieuwenhuysse, D., Genot, J. & Johnson, D. 2008. *The Little owl: conservation, ecology & behaviour of Athene noctua*. Cambridge University Press.
- Van'T Hoff, J. 2001. Balancing on the Edge. The Critical Situation of the Little Owl *Athene noctua* in an Intensive Agricultural Landscape In *Little Owls Athene noctua* In Meulebeke (West-Flanders, Northern Belgium). *Oriolus* 67(2-3): 1-10.
- West, E. 2006. Bioacoustic profiles: evaluating potential masking of wildlife vocal communication by highway noise. In *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez-Climent, J., Martínez, J., Azkona, A., Hidalgo, S. & Iraeta, A. 2006. Occupancy and abundance of Little Owl *Athene noctua* in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica* 83: 97-107.
- Zawadzka, D & Zawadzki, J. 2007. Feeding Ecology Of Tawny Owl (*Strix aluco*) In Wigry National Park (North East Poland). *Acta Zoologica Lituanica* 17(3): 234- 240.
- Zuberogoitia, I. & Campos, L. 1997. Intensive census of nocturnal raptors in Biscay. *Munibe* 49: 117-127.
- Zuberogoitia, I. & Campos, F. 1998. Censusing Owls in Large Areas: A Comparison Between Methods. *Ardeola* 45: 47-53.
- Zuberogoitia, I. & Climent, J.A.M. 2000. Methods for surveying Tawny owl *Strix aluco* populations in large areas. *Biota* 1/2: 137-150.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J., Iraeta, A., Azkona, A. & Castillo, I. 2004. Possible First Record Of Double Brooding In The Tawny Owl *Strix aluco*. *Ardeola* 51(2): 437-439.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J., Hidalgo, S., Martínez, J., Azkona, A. & Castillo, I. 2007. Seasonal dynamics in social behaviour and spacing patterns of the Little Owl *Athene noctua*. *Ornis Fennica* 84: 173-180.