

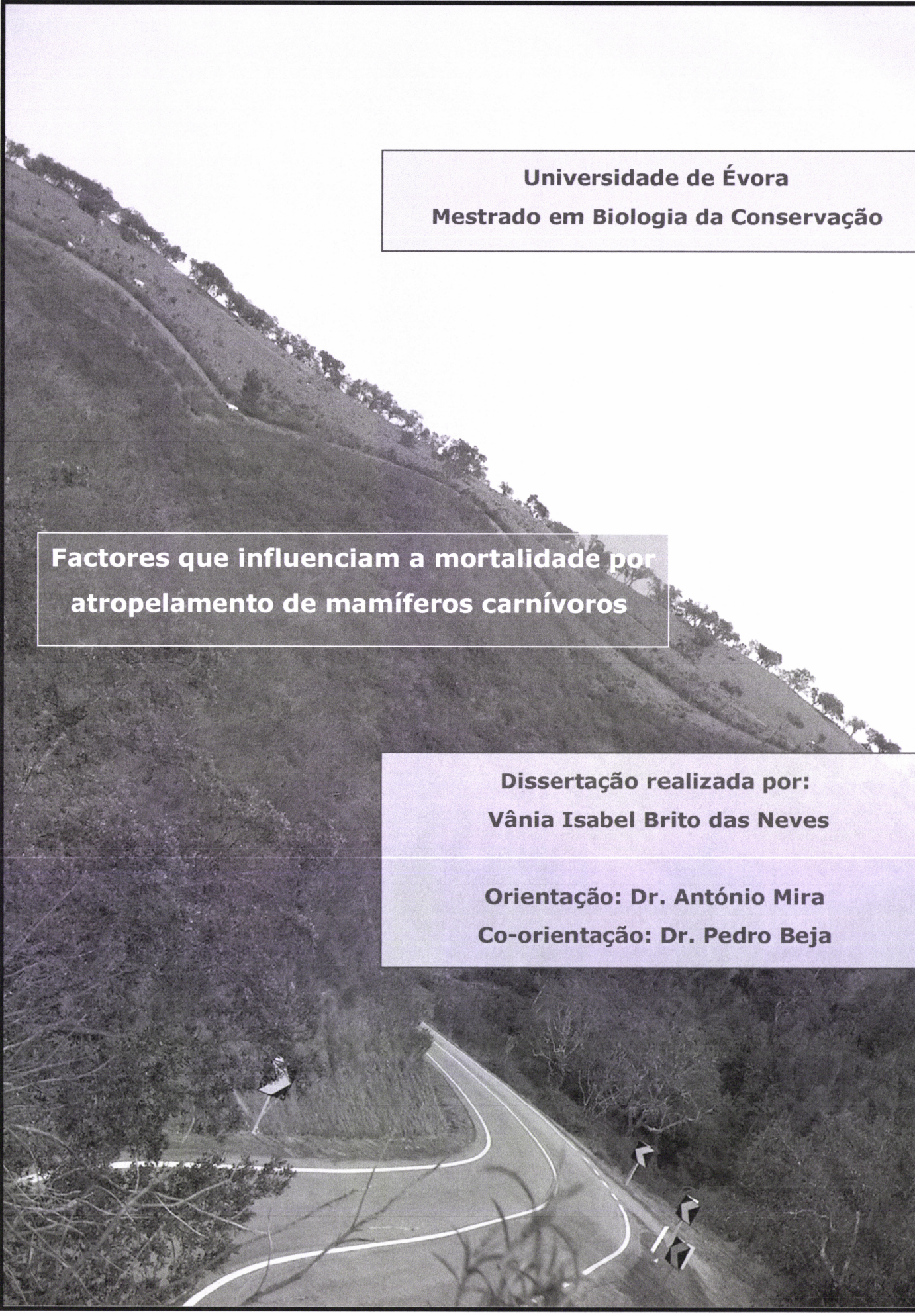


Universidade de Évora
Mestrado em Biologia da Conservação

**Factores que influenciam a mortalidade por
atropelamento de mamíferos carnívoros**

Dissertação realizada por:
Vânia Isabel Brito das Neves

Orientação: Dr. António Mira
Co-orientação: Dr. Pedro Beja



Universidade de Évora
Mestrado em Biologia da Conservação

**Factores que influenciam a mortalidade por
atropelamento de mamíferos carnívoros**

Dissertação realizada por:
Vânia Isabel Brito das Neves

Orientação: Dr. António Mira
Co-orientação: Dr. Pedro Beja



186104

**Factores que influenciam a mortalidade por atropelamento de
mamíferos carnívoros**

Mestrado em Biologia da Conservação

Vânia Isabel Brito das Neves

Évora, Abril de 2009

ÍNDICE

Índice de Figuras	2
Índice de Tabelas	2
Resumo	3
Abstract	4
Introdução	5
Enquadramento	5
<i>Mortalidade por atropelamento.....</i>	5
<i>Ecologia de Estradas</i>	9
<i>Espécies em estudo.....</i>	9
<i>Objectivos</i>	10
Área de Estudo	10
Metodologia.....	13
<i>Ocorrência e distribuição das espécies em estudo.....</i>	13
<i>Monitorização dos atropelamentos.....</i>	14
<i>Análise de dados.....</i>	14
Artigo científico:	
<i>Factors influencing genet and red fox road-kills in southern Portugal</i>	15
<i>Abstract.....</i>	15
<i>Introduction</i>	16
<i>Methods</i>	19
<i>Results.....</i>	24
<i>Discussion</i>	30
<i>Conclusions</i>	34
<i>Acknowledgements</i>	35
<i>References</i>	35
Considerações finais	42
Agradecimentos	48
Referências Bibliográficas.....	49

ÍNDICE DE FIGURAS

Introdução

Figura 1. Área de Estudo – usos do solo, estradas e localização das <i>track plates</i>	11
--	----

Artigo científico

Factors influencing genet and red fox road-kills in southern Portugal

Figure 1. Study area location. Surveyed roads and track plate tunnel locations are also indicated	20
--	----

Figure 2. Estimated Probability of occurrence for <i>Genetta genetta</i> for the entire study area, with the mortality spots as well as the main roads	26
---	----

Figure 3. Estimated Probability of occurrence for <i>Vulpes vulpes</i> for the entire study area, with the mortality spots as well as the main roads	27
---	----

Figure 4 Mortality index (fatalities/Km), per road stretch ordered by traffic intensity. N114 is subdivided because two different traffic volumes were identified in the surveyed stretch	28
--	----

Figure 5. Results for linear regression analysis between probability of occurrence for both species (PO_Gg and PO_Vv) and their respective Road-kill probability of Occurrence (POMortGg and POMortVv). Gray lines represent 95% prediction intervals.....	30
---	----

ÍNDICE DE TABELAS

Introdução

Tabela 1. Volume de tráfego nas estradas estudadas (adaptado de E.P. 2005).	12
--	----

Artigo científico

Factors influencing genet and red fox road-kills in southern Portugal

Table 1. Explanatory variables used in each model (O: occurrence, RK: road-kill). All variables derived from the created cartography except for Traffic intensity, which was obtained from E.P. (2005)	22
---	----

Table 2. Summary statistics for the descriptors retained for each species' occurrence modeling. We present mean±SD for continuous variables and numbers of sampling points per class for categorical variables. We show significance values (P) and directions of association (+, positive; -, negative) of each variable tested by univariate logistic regression with species presence. The variables in bold are the ones selected for the multivariate models. The others were excluded by correlation. We present significance (P), β and AIC values for each species' multivariate model	25
---	----

Table 3. Summary statistics for the descriptors retained for each species' road-kill modeling. We show significance values (P) and directions of association (+, positive; -, negative) of each variable tested by univariate logistic regression with species fatalities. The variables in bold are the ones selected for the multivariate models. The others were excluded by correlation. We present significance (P), β and AIC values for each species' multivariate model.....	28
---	----

RESUMO – Factores que influenciam a mortalidade por atropelamento de mamíferos carnívoros

Conhecer os factores que influenciam a mortalidade por atropelamento de mamíferos carnívoros é extremamente útil na gestão do ambiente rodoviário, permitindo a aplicação de medidas de mitigação e minimização de impactos.

O presente estudo pretendeu avaliar o efeito do habitat, métrica da paisagem e estradas na probabilidade de ocorrência de dois pequenos mamíferos carnívoros - raposa (*Vulpes vulpes*) e de geneta (*Genetta genetta*) - e por sua vez integrar esta informação na modelação da mortalidade por atropelamento. Para isso foram usados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) para estudar a relação entre a ocorrência de cada uma das duas espécies e os factores acima descritos. As probabilidades de ocorrência de cada espécie e os restantes descritores ambientais foram então usados para modelar a ocorrência de mortalidade por atropelamento utilizando novamente GLMs.

Os nossos resultados mostram que a probabilidade de ocorrência da geneta é maior em áreas florestais, com elevada densidade de orlas. Esta espécie também respondeu positivamente à presença de ribeiras. Quanto às preferências da raposa (*Vulpes vulpes*), não foi identificado nenhum padrão no que diz respeito ao tipo de uso do solo, porém esta espécie tende a ser encontrada longe de fontes de água e de perturbação humana, incluindo rodovias de elevada densidade de tráfego.

Neste estudo, evidenciou-se ainda a importância de incluir dados relativos à ocorrência das espécies na modelação da mortalidade por atropelamento. No entanto, o padrão da relação entre as probabilidades de ocorrência e a mortalidade é específico, no presente caso com influências opostas, e não pode, portanto, ser generalizado. Além disso, outros factores se revelaram importantes na previsão da ocorrência de mortalidade de ambas as espécies, nomeadamente o aumento do volume de tráfego, com a mortalidade a ser maior em rodovias com moderada intensidade de tráfego; a presença e extensão de áreas ripícolas na periferia da estrada, a presença de áreas florestais e a ausência de perturbação humana, a contribuírem para um aumento do número de atropelamentos. A existência de vedação também poderá ser um factor relevante na ocorrência de mortalidade por atropelamento. Aparentemente um sistema de vedação permeável apenas num dos lados da estrada poderá levar a um aumento desta, embora estes resultados necessitem de mais estudos para ser confirmados estatisticamente.

Palavras-chave: Geneta, *Genetta genetta*, GLM, mamíferos carnívoros, mortalidade por atropelamento, probabilidade de ocorrência, raposa, *Vulpes vulpes*

ABSTRACT - Factors influencing mammal carnivorous road-kills

Knowing the factors that influence mammal carnivore road-kills is extremely useful in terms of species conservation and management of the road environment, enabling the implementation of mitigation measures. The present study sought to explore the influence of habitat, landscape elements, roads and other linear structures on the probability of occurrence of two small mammalian carnivores – red fox (*Vulpes vulpes*) and genet (*Genetta genetta*) - and how this can predict road-kills. To do so we used generalised linear modelling (GLM) to study the relationship between the occurrence of *Genetta genetta* and *Vulpes vulpes* and factors concerning environment, human influence and road features. We also studied the relationship between species distribution patterns, landscape and road features, and mortality in four roads with different traffic volumes and patterns, again using GLM.

According to our results, genet probability of occurrence is patchily distributed and embedded in a matrix of forest areas with high edge density. This species also responded well to the presence of streams. Regarding the fox's preferences, no clear overall pattern was identified for any particular type of land use. Nevertheless, this species tended to be found away from water sources and human disturbance. It is also shown that roads may have an influence on species distribution.

Our findings highlight the need to take into account the occurrence patterns of a species when analysing the factors that determine its road mortality. However, the relationship between occurrence and mortality patterns is clearly species-specific and sometimes opposite. These results strengthen the need for individual species studies and alerts for the danger of generalizing conclusions. Other factors revealed to be important in predicting mortality rates for the two species under study, for instance: the traffic volume, the presence and length of streams in the road vicinity, and the main land uses, with road-killings being promoted in forest and disturbed areas. The presence and location of fences may also influence fatality patterns, as a fencing system on only one side of the road may lead to increased mortality. However this suggestion needs to be confirmed by further data.

Keywords: Genet, *Genetta genetta*, GLM, mammal carnivorous, road-kills, probability of occurrence, red fox, *Vulpes vulpes*

INTRODUÇÃO

A presente dissertação de Mestrado está estruturada em três capítulos: introdução, artigo científico e considerações finais. A introdução inclui um enquadramento e objectivos do estudo bem como algumas considerações relativas à área de estudo e à metodologia aplicada. O artigo científico refere-se ao estudo realizado a submeter a uma revista científica internacional na área da conservação da biodiversidade. As considerações finais resumem os principais resultados e conclusões, bem como as limitações ao mesmo. As referências bibliográficas apresentadas no final dizem respeito a todas as citações referidas ao longo de todos os capítulos.

O presente estudo integrou-se no projecto "MOVE – Avaliação dos impactes das rodovias na vida selvagem", desenvolvido pela Unidade de Biologia da Conservação da Universidade de Évora.

Enquadramento

Mortalidade por atropelamento

Actualmente a mobilidade de pessoas e bens é uma componente essencial face à globalização e às oportunidades económicas (Roedenbeck *et al.*, 2007). As estradas facilitam esse movimento desempenhando portanto, um papel central no desenvolvimento económico e urbano e potenciando inúmeras interacções sociais (Forman *et al.*, 2003).

Sendo as estradas manifestações físicas das conexões sociais e de decisões políticas e económicas que interagem com a paisagem envolvente, a sua implementação implica alterações do uso do solo (Coffin, 2007).

Em suma, as estradas e os veículos trazem bastantes benefícios - permitindo que a economia funcione de uma forma eficiente e permitindo que as pessoas e os negócios tenham acesso a uma grande variedade de serviços, bens e actividades – mas também ameaçam os sistemas físicos e biológicos do planeta (Forman *et al.*, 2003).

Nos últimos anos o efeito das rodovias e do tráfico na biodiversidade tem sido amplamente estudado (Noss, 1995; Spellerberg, 1998; Forman & Alexander, 1998; Ben-Ami & Ramp, 2006; Clevenger & Kociolek, 2006; Coffin, 2007; Ramp *et al.*, 2005, 2006; Mikusinski *et al.*, 2007; Van Langevelde *et al.*, 2009) e é inquestionável que este tipo de estruturas seja uma fonte de impactos na fauna e flora locais.

Para além dos efeitos óbvios de mortalidade da fauna, poluição, destruição directa de habitats, criação de habitats em corredor, fragmentação de habitats e isolamento das populações (Noss, 1995, Spellerberg, 1998, Stein, 2000, Forman *et al.*, 2003, Ramp *et al.*, 2005, Jaarsma *et al.*, 2006), há ainda que considerar os potenciais efeitos cumulativos, já que nos ecossistemas os diversos factores interagem de forma complexa, a longo prazo e em diferentes níveis de

organização biológica (Noss, 1995, Forman *et al.*, 2003 e Van Langevelde & Jaarsma, 2004). Por último, as estradas e o tráfego provocam também efeitos indirectos tais como o desenvolvimento industrial, o acesso humano a áreas remotas e diversos tipos de alterações do uso do solo na sua área envolvente (Jaarsma *et al.*, 2006).

Um dos principais e mais preocupantes impactos provocados pelas estradas é a fragmentação de habitats e consequente isolamento das populações, criado pelo efeito barreira ou de repulsa que estas infra-estruturas têm nalgumas espécies, e que foi reconhecido como uma das causas mais significativas para o declínio da biodiversidade, uma vez que a subdivisão dos habitats naturais em pequenas parcelas isoladas pode levar à extinção local (Jaarsma *et al.*, 2006).

Não obstante, o efeito negativo mais visível é o elevado número de atropelamentos, com particular importância para as espécies com maiores áreas vitais (Ascensão & Mira, 2006; Grilo *et al.*, 2008). A mortalidade por atropelamento afecta todos os animais terrestres, e embora para as espécies comuns esta não seja considerada uma ameaça severa à sua sobrevivência (Seiler, 2002), para algumas espécies que subsistem com baixas densidades como a maioria dos predadores, é provavelmente um factor responsável por extinções locais (Clarke *et al.*, 1998).

Sempre que a taxa de atropelamento for superior à de reprodução e de imigração, o que pode acontecer para muitas espécies ameaçadas, as populações locais podem sofrer declínios importantes. Para algumas espécies ameaçadas e em perigo nos Estados Unidos esta fonte de mortalidade é aparentemente significativa, como é o caso da Pantera da Flórida (*Felis concolor coryi*) e do Veado das Keys (*Odocoileus virginianus clavium*) (Forman & Alexander, 1998). É ainda importante salientar que actualmente uma das causas de mortalidade mais preocupante do Lince-Ibérico (*Lynx pardinus*) são os atropelamentos em pleno Parque Nacional de Doñana (Delibes *et al.*, 2000; Rodriguez & Delibes, 2004).

Vários factores, incluindo o comportamento inter-específico relativo aos atributos da paisagem podem fazer com que uma espécie seja mais ou menos susceptível a colisões (Ramp *et al.*, 2006). De facto algumas características específicas podem tornar uma espécie vulnerável à mortalidade por atropelamento, tais como a sua mobilidade, a especificidade do habitat, a taxa reprodutora, a utilização dos recursos e as necessidades espaciais da espécie (Forman *et al.*, 2003).

Os padrões espaciais da paisagem podem ajudar a determinar locais e taxas de atropelamento, nomeadamente, a vizinhança de uma grande mancha de vegetação natural ou uma área entre duas manchas de habitats com maior riqueza específica são locais prováveis de atropelamento de animais que procuram alimento ou que estão em dispersão. Outros possíveis locais de atropelamento são as rotas migratórias interrompidas pelas rodovias (Forman & Alexander, 1998).

O efeito de zona "franca" produzido nas bermas pode, por outro lado, fazer aumentar a

densidade de algumas espécies junto a estradas, já que nas bermas as plantas tendem a crescer rapidamente devido à abundância de luz e à mistura de nutrientes drenada da estrada. Para além da existência de uma cobertura vegetal atractiva para certas espécies animais, a gestão das bermas (ou ausência desta) é particularmente relevante, pois pode promover a diversidade de habitats. Em zonas onde quase toda a vegetação autóctone foi substituída por culturas ou pasto, estes locais são especialmente válidos como reservatórios de biodiversidade, e podem constituir um habitat particularmente favorável para algumas espécies, nomeadamente coelhos e micromamíferos (Forman & Alexander, 1998). Alguns animais oportunistas podem por outro lado beneficiar das estradas e da degradação dos habitats (por exemplo alguns roedores), levando a um aumento da densidade dessas espécies perto das estradas (Noss, 1995). Nas bermas, os animais beneficiam ainda do facto de estas serem zonas onde não se pode caçar.

Para muitas espécies as estradas são uma armadilha mortal, já que os animais são atraídos para elas por variadíssimas razões (procura de alimento e refúgio nas bermas; uso como corredores de deslocação, etc.), aumentando assim as hipóteses de colisão com veículos.

Os mamíferos carnívoros são comumente identificados como espécies cuja conservação é mais difícil de garantir, devido aos seus requisitos de habitat altamente exigentes e à sua baixa densidade (Ginsberg, 2001; Sunquist & Sunquist, 2001). A perda e fragmentação de habitat são duas das maiores ameaças (Gittleman *et al.*, 2001; Virgós *et al.*, 2002), porém as diferentes espécies reagem de maneira diferente em relação à fragmentação de habitat e às perturbações humanas, de acordo com as características históricas e ecológicas de cada espécie (Virgós *et al.*, 2002). Actualmente devido à grande expansão humana, a conservação de carnívoros tende a focar-se na implementação de estratégias de integração destas espécies em paisagens multi-uso dominadas por pessoas (Linnell *et al.*, 2000; Iuell *et al.*, 2003).

No que respeita aos atropelamentos, os carnívoros têm uma frequência de mortalidade mais baixa relativamente aos herbívoros ou omnívoros, o que pode ser explicado pelo facto de as suas populações habitualmente persistirem em densidades mais baixas que as outras espécies de tamanho idêntico. Sutherland e colegas (2000) afirmam que, relativamente a animais do mesmo tamanho, tanto herbívoros como omnívoros têm movimentos migratórios mais restritos que os carnívoros. Este facto, em conjunto com os níveis de mortalidade relativa de cada um destes grupos, sugere que esta última será à partida mais influenciada pela densidade do que pela migração (Ford & Fahrig, 2007).

Existem ainda evidências de que os carnívoros não atravessam as estradas aleatoriamente, centrando a sua travessia em locais que variam de acordo com os atributos relacionados com a estrada, características do habitat, e níveis de perturbação humana (Clevenger & Waltho, 2000; Mata *et al.*, 2005; Grilo *et al.*, 2008, 2009). Em geral, os mamíferos carnívoros utilizam

as passagens hidráulicas e subterrâneas, mas a presença de habitat adequado de ambos os lados pode influenciar o padrão de utilização, reflectindo diferenças de permeabilidade da estrada (Ng *et al.*, 2004; Grilo *et al.*, 2008).

Assim, o conhecimento das relações “dose-resposta” dos efeitos ecológicos das infra-estruturas de transporte na vida selvagem, é uma condição fundamental para o desenvolvimento de instrumentos de avaliação a ser utilizada na gestão sustentável da paisagem (Mikusinski *et al.*, 2007).

Apesar do grande número de estudos sobre mortalidade rodoviária desenvolvidos nos últimos anos (Clevenger *et al.*, 2003; Dodd *et al.*, 2004; Jaeger & Fahrig, 2004; Ramp *et al.*, 2005, 2006; Ascensão & Mira, 2006, Ben-Ami & Ramp, 2006; Jaarsma *et al.*, 2006) muito poucos têm focado a sua atenção em grupos de pequenos carnívoros (com excepção para Grilo *et al.*, 2009). Investigações anteriores baseadas em dados de mortalidade têm-se focado na ocorrência de espécies (Lindenmayer *et al.*, 1999; Osborne *et al.*, 2001; Virgós, 2002; Barea-Azcón *et al.*, 2007; Mestre *et al.*, 2007; Galantinho & Mira, 2008), nos padrões de mortalidade por atropelamento (Finder *et al.*, 1999; Clevenger *et al.*, 2003; Malo *et al.*, 2004; Van Langevelde & Jaarsma, 2004; Seiler, 2005; Ramp *et al.*, 2005; Orlowski & Nowak, 2006; Ascensão & Mira, 2006; Jaarsma *et al.*, 2006, 2007; Barrientos & Bolonio, 2009; Grilo *et al.*, 2009), ou até mesmo na determinação da abundância de espécies através dos valores de mortalidade na estrada (Baker *et al.*, 2004). Alguns estudos recentes forneceram modelos preditivos da ocorrência de fatalidades (Finder *et al.*, 1999; Malo *et al.*, 2004; Saeki & Macdonald, 2004; Ramp *et al.*, 2005; Ascensão & Mira, 2006; Barrientos & Bolonio, 2009; Grilo *et al.*, 2009), mas nenhum deles relaciona a mortalidade com a probabilidade de ocorrência da espécie, num dado sector da estrada.

Não obstante, a importância de utilizar informação relativa ao uso do habitat e variáveis de abundância populacional das espécies na modelação de mortalidade por atropelamento, é amplamente reconhecida (Baker *et al.*, 2004; Seiler, 2005; Mikusinski *et al.*, 2007; Grilo *et al.*, 2009), e recentemente Roger & Ramp (2009) demonstraram os benefícios da integração de informação na modelação de colisões entre veículos e animais, por comparação entre os modelos com e sem esses tipos de variáveis. Estes autores geraram modelos preditivos de mortalidade por atropelamento, nos quais incorporaram variáveis de uso do espaço com elevado poder explicativo da espécie, obtendo com isso um considerável aumento da variação explicada, quando comparado com modelos previamente publicados para a mesma espécie e estrada.

Ecologia de estradas

O termo "Road Ecology" foi criado pelo investigador em ecologia da paisagem Richard T.T. Forman em 1998 (Forman, 1998) e refere-se a um emergente tema de investigação em ecologia baseado na evidência de que as estradas têm efeitos dramáticos nos diversos componentes do ecossistema, processos e estruturas, e que as causas destes efeitos estão tão ligadas à engenharia como ao ordenamento do território e à política de transportes (Coffin, 2007).

Nos últimos anos o interesse pelos efeitos ecológicos das estradas nos ecossistemas aumentou, evidenciado pelo número de artigos publicados em revistas científicas (e.g. Andrews, 1990; Forman & Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Trombulak & Frissell, 2000; Clevenger & Kociolek, 2006; Coffin, 2007; Roedenbeck *et al.*, 2007; Mikusinski *et al.*, 2007).

Uma vez que a fauna tende a estar associada a habitats específicos e aos usos do solo, os padrões espaciais da paisagem poderão desempenhar um papel importante na determinação dos locais e taxas de atropelamento (Forman & Alexander, 1998). É portanto essencial determinar as características ambientais e da estrada que influenciam os atravessamentos (Clevenger *et al.*, 2003), de forma a propor medidas de mitigação e conservação eficientes.

Em Portugal o historial de estudos ecológicos e de conservação relacionados com a ecologia de estradas é recente (Ascensão & Mira, 2006, 2007; Grilo *et al.*, 2008, 2009; Silva, 2008; Gomes *et al.*, 2009; Carvalho, 2009) e os factores que determinam o aparecimento de (*hotspots*) são ainda mal conhecidos.

Espécies em estudo

Este estudo é parte integrante de uma investigação mais ampla que tem como objectivo estudar o impacto das estradas na abundância e uso do espaço de vertebrados. Partindo de uma componente do estudo relativa às interacções das estradas com as ocorrências e uso do espaço de pequenos carnívoros, foram seleccionadas para o presente trabalho duas espécies com requisitos de habitat distintos, para a modelação dos factores que influenciam a mortalidade por atropelamento de mamíferos carnívoros: a Geneta (*Genetta genetta* Linnaeus, 1758) e a raposa (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758).

A geneta é o único viverrídeo presente em Portugal (Cabral *et al.*, 2005), onde se apresenta amplamente distribuída, sendo um dos carnívoros mais comuns (Santos-Reis & Mathias, 1998), embora na Europa ocorra apenas na Península Ibérica, Ilhas Baleares (Maiorca, Cabrera e Ibiza), França e Itália (Calzada, 2002; Gaubert *et al.*, 2008 e Galantinho & Mira, 2008). Esta espécie tem hábitos alimentares generalistas e oportunistas, mas na Europa alimenta-se principalmente de pequenos mamíferos, especialmente de ratinho-do-campo (*Apodemus sylvaticus*) e de artrópodes (Virgós *et al.*, 1999; Rosalino & Santos-Reis, 2002). Quanto às preferências de habitat, tende a ocupar áreas com cobertura arbustiva densa (floresta e áreas arbustivas) (Palomares & Delibes, 1994; Virgós & Casanovas, 1997; Virgós *et al.*, 2001;

Espírito-Santo *et al.*, 2007, Galatinho & Mira, 2008), que têm maior disponibilidade de presas e abrigos (Larivière & Calzada, 2001).

Por outro lado, a raposa é a espécie de carnívoro com distribuição mais ampla na Península Ibérica e um predador generalista (Blanco, 1998), com hábitos alimentares oportunistas (Delibes *et al.*, 2008), uma vez se alimenta de acordo com a disponibilidade dos recursos alimentares existentes (Cavallini & Lovari, 1991). Quanto às preferências de habitat, em Portugal foi recentemente confirmada a sua plasticidade (Matos *et al.*, 2009) ocorrendo em todos os habitats, sem demonstrar maior actividade em nenhum deles. No entanto, a sua ocorrência em pastagens (McDonald *et al.*, 2008), orlas, ou habitats heterogéneos está bem documentada (Cavallini & Lovari, 1994; Gortázar, 2002; McDonald *et al.*, 2008).

Objectivos

Este estudo visa melhorar o conhecimento sobre os factores que determinam a ocorrência e mortalidade por atropelamento de mamíferos carnívoros, com o propósito de contribuir para um melhor planeamento e gestão das infra-estruturas rodoviárias. O estudo pretende ainda avaliar a importância de integrar dados relativos à probabilidade de ocorrência das espécies nos modelos preditivos de mortalidade por atropelamento.

Concretamente pretende-se avaliar o papel de diferentes descritores paisagísticos na presença de genetas e raposas e utilizar os dados de probabilidade de ocorrência, juntamente com outros conjuntos de variáveis (paisagísticas e características da estrada), na modelação da mortalidade de cada espécie.

Área de estudo

A área de estudo (figura 1) situa-se no Alentejo central, nos Concelhos de Évora, Montemor-o-Novo e Arraiolos, todos eles pertencentes ao distrito de Évora e está localizada próximo de manchas de habitats importantes ao nível da biodiversidade (Montados) e parcialmente dentro do Sítio classificado pela Rede Natura 2000 – *Serra de Monfurado* - PTCON0031 (ICN, 2006). Esta área é reconhecida, entre outras coisas, pela comunidade de mamíferos carnívoros caracterizada pelo seu estado de conservação particularmente favorável (Mira *et al.*, 2005).

O clima é tipicamente Mediterrânico, caracterizado por uma estação quente e seca (Rivas-Martínez & Loidi, 1999) entre Junho e Outubro, com baixos índices de precipitação e temperaturas médias entre os 20 e os 23°C. Na estação húmida, média de precipitação mensal situa-se acima dos 70 mm e a média da Temperatura mensal varia entre os 10 e os 15°C.

Como resultado de políticas nacionais e comunitárias, o incremento de áreas de cultivo de cereais foi uma realidade no século XX, e a área de estudo é pontuada por algumas zonas de cultivo extensivo, embora predominem montado de Sobreiro (*Quercus suber*) e/ou Azinho

(*Quercus rotundifolia*) com utilização de pastagem no subcoberto. Nalgumas áreas não é praticada agricultura, sendo estas preferencialmente usadas para actividades cinegéticas.

A área estudada compreende 39400ha e é atravessada por uma rede viária composta por estradas com diferenças significativas no tipo e volume de tráfego, já que é cortada por diversas estradas municipais, nacionais e por uma auto-estrada (figura 1).

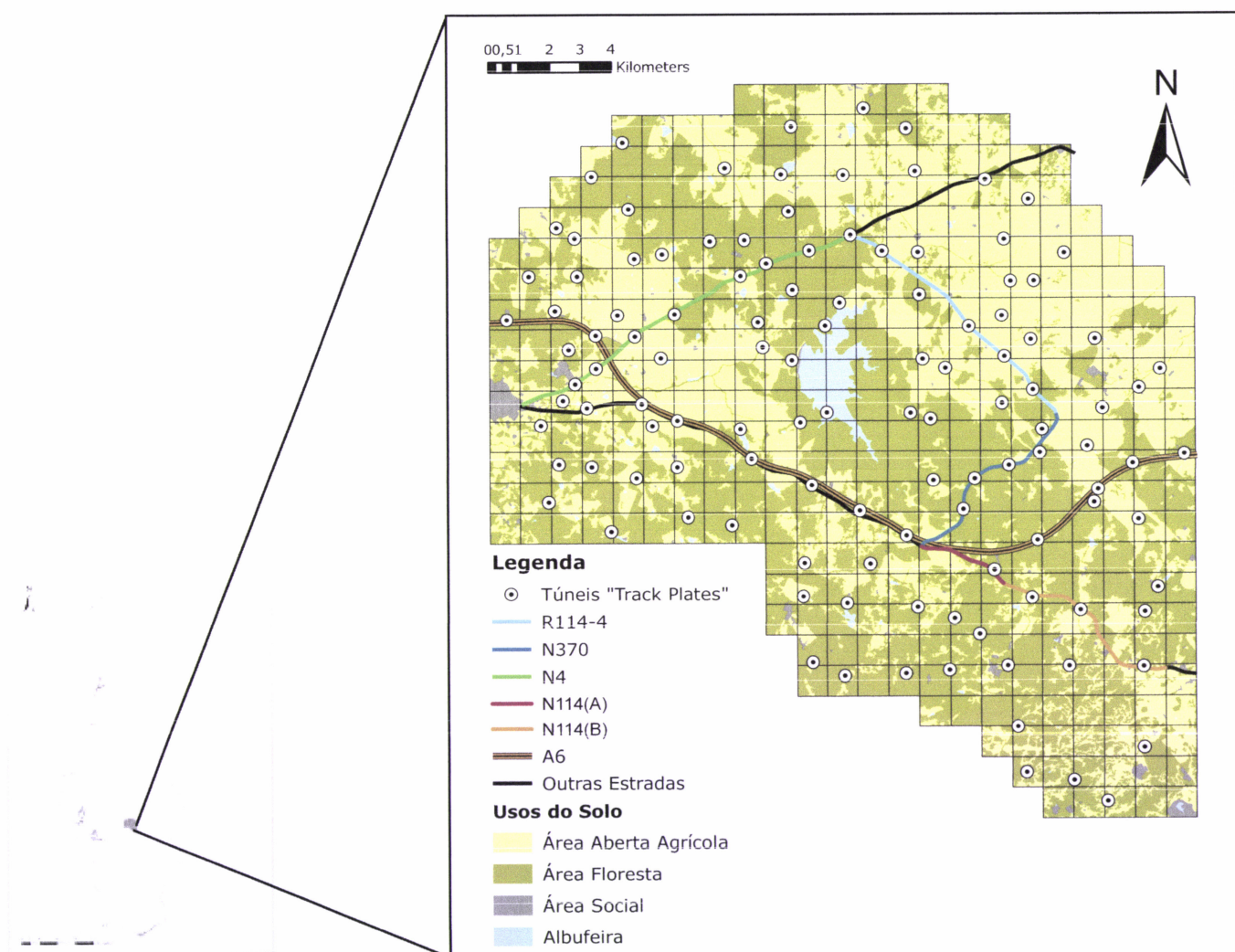


Figura 1. Área de Estudo – usos do solo, estradas e localização das *track plates*

O estudo foi realizado em quatro segmentos de estradas bastante diferentes na tipologia - N114, N4, N370 e R114-4 - num total de 37 km. Segundo um relatório inédito da "Estradas de Portugal" (E.P., 2005) a Estrada Nacional N114 tem elevada densidade de tráfego durante o dia e moderada durante a noite, especialmente de veículos ligeiros, sendo que os valores de densidade duplicam no troço entre a saída da auto-estrada e a cidade de Évora - N114(A),

quando comparados com o restante troço desta estrada - N114(B). A Estrada Nacional N4, também apresenta uma elevada densidade de trânsito, mas comparando com a anterior, regista uma percentagem muito maior de veículos pesados (tabela 1). Por outro lado, a zona estudada das Estradas Nacionais N370 e a R114-4, localizadas entre as duas estradas citadas anteriormente, apresenta uma baixa densidade de tráfego (E.P., 2005, e observações pessoais).

Tabela 1. Volume de tráfego nas estradas estudadas (adaptado de E.P. 2005).

Volume de tráfego/Dia		N4	N114(A)	N114(B)	N370
Dia	Motociclos	12	36	14	<13
	Ligeiros	2493	11402	5845	<1140
	Pesados	931	1377	852	<130
	Total	3436	12815	6711	<1283
Noite	Motociclos	0	3	1	<1
	Ligeiros	331	1520	778	<151
	Pesados	127	160	103	<16
	Total	458	1683	882	<168
Verão	Motociclos	14	44	17	<16
	Ligeiros	2982	13651	6996	<1364
	Pesados	1114	1628	1010	<155
	Total	4110	15323	8023	<1535

A cartografia dos usos do solo na área de estudo foi feita com base em ortofotomapas (AMDE, 2003) a uma escala 1:10.000, com posterior verificação dos usos *in situ*. Foram consideradas quatro classes uso do solos: "área agrícola aberta", "área florestal", "albufeiras" e "área social" (figura 1). Alguns usos do solo com semelhanças estruturais foram portanto agrupados em categorias mais amplas, para efeitos de análise: culturas cerealíferas, áreas de pousio e "montados" com apenas algumas árvores dispersas, foram definidos como "área aberta agrícola" e zonas com cobertura arbórea (mais de 10%) de qualquer espécie e galerias ripícolas foram agrupados em "áreas florestais".

Foi também incluída uma cartografia detalhada de estruturas lineares (rios e ribeiras com e sem galeria ripícola, e estradas pavimentadas). Foram ainda mapeadas diversas características da estrada como passagens hidráulicas, pontes, viadutos e vedações. Todos os atributos da paisagem utilizados na criação das diversas variáveis de habitat, derivaram destes mapas incluindo os baseados em métrica da paisagem.

Metodologia

Ocorrência e distribuição das espécies em estudo

Sendo os mamíferos carnívoros animais esquivos e que apresentam baixas densidades relativas, quando comparados com outros grupos de vertebrados, as estações de cheiro, e a procura de indícios são métodos adequados para detecção e avaliação da sua presença e abundância relativa (Barea-Azcón *et al.*, 2007). De uma forma geral as estações de cheiro, onde podemos incluir as *track plates*, derivaram da procura de indícios e são consideradas como o melhor método em termos de eficiência e custo financeiro para estudar a abundância e distribuição de carnívoros sendo usadas rotineiramente nos Estados Unidos, para estimar tendências populacionais ou índices de abundância relativa das diferentes espécies, existindo habitualmente uma boa correlação entre os índices de abundância obtidos e a abundância real (Barea-Azcón *et al.*, 2007).

Muitas técnicas foram desenvolvidas para refinar ou facilitar a monitorização de carnívoros (Wilson *et al.*, 1996; Sutherland *et al.*, 2002), mas as estações de indícios são um método frequentemente utilizado na detecção de presença e uso do habitat para muitas espécies de carnívoros (Zielinski & Kucera, 1995, Belant, 2007). Segundo Zielinski & Kucera (1995) este tipo de estações pode ser aberta ou fechada e a escolha do uso de determinado tipo depende das espécies a monitorizar e outros factores, incluindo as condições atmosféricas. Os mesmos autores standardizaram o uso de *track plates* fechadas, uma vez que vários factores tais como o tamanho da abertura, os materiais e o meio de recolha de pegadas (substrato ou placa) poderiam influenciar a detecção de carnívoros. Belant (2007) efectuou um estudo comparativo entre estações construídas com madeira ou material plástico (PVC) ambas segundo os padrões de construção definidos por Zielinski & Kucera (1995), e obteve resultados idênticos no que respeita à *performance*. Efectivamente apesar dos materiais usados na construção poderem influenciar o uso relativo dos carnívoros, espera-se que variáveis como a colocação apropriada no terreno ou o tamanho da placa (em estações abertas) tenham um efeito mais significativo na detecção de carnívoros (Zielinski & Kucera, 1995).

O método de amostragem de distribuição e abundância de mamíferos carnívoros utilizado consiste na colocação no terreno, de túneis (abertos apenas de um dos lados) com uma placa com isco, papel autocolante branco e uma primeira parte suja com fuligem (Zielinski & Kucera, 1995). Esta técnica - *track plates* - surge portanto como inovadora em Portugal, para além de permitir uma taxa de resposta elevada para a maioria das espécies que se pretendeu avaliar.

O estudo compreendeu a aplicação de 120 pontos de amostragem de abundâncias de carnívoros, onde foi colocada uma *track plate*. O uso de estações de plástico (PVC) deveu-se à necessidade de transporte das mesmas uma vez que a sua colocação nalguns dos pontos de

amostragem mais remotos requeria fazer algumas centenas de metros a pé. Os censos foram realizados na Primavera de 2007 e os pontos de amostragem foram visitados de 4 em 4 dias, nos quais foi verificado o estado do isco, do túnel, da placa (presença/ausência de pegadas ou outros vestígios de animais), e da zona envolvente (presença de pastoreio e outros indícios de animais). A escolha dos locais foi feita de forma a cobrir o mais homoganeamente possível a área de estudo tendo em conta os usos do solo (áreas abertas ou áreas florestais), distância a linhas de água ou galerias ripícolas (superior ou inferior a 500m) e distância a rodovias (superior ou inferior a 500m) de diferentes tipos (estrada municipal, estrada nacional e auto-estrada).

Monitorização de atropelamentos

Os segmentos de estrada estudados (37Kms) foram monitorizados entre o início de 2005 e Setembro de 2008, sendo registados os indivíduos encontrados atropelados. A monitorização foi efectuada diariamente (excepto no ano de 2006, em que foram monitorizadas uma vez em cada dois dias) de carro a cerca de 50Kms por hora, e sempre que um animal foi encontrado, foi identificado e a sua localização registada através de um aparelho de GPS.

As limitações apontadas a este método de análise de mortalidade por varrimento num veículo em movimento, dizem respeito ao facto de este poder não permitir a observação de todos os animais, no entanto no caso dos mamíferos carnívoros, sendo estes, animais com alguma dimensão, este efeito será baixo. Por outro lado existe ainda o efeito de remoção das carcaças por animais necrófagos, mas uma vez que a monitorização foi efectuada diariamente, também este efeito se deverá estar reduzido consideravelmente.

Análise de dados

Para determinar a combinação de factores ambientais que mais influencia a presença de cada uma das espécies em estudo nas localizações das *track plates*, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM) de regressão binomial. Para a construção dos modelos foram utilizados os procedimentos definidos por Hosmer & Lemeshow (2000). O *Akaike Information Criterion* (AIC) foi usado para seleccionar o melhor modelo para cada espécie (Zuur *et al.*, 2007). Do resultado destes primeiros modelos foi calculada a probabilidade de ocorrência por espécie, para toda a superfície da área de estudo, usada posteriormente como variável explicativa na modelação da mortalidade por atropelamento. O procedimento para modelação da mortalidade foi idêntico ao efectuado nos modelos de probabilidade de ocorrência, neste caso usando como variável resposta a presença ou ausência de fatalidades em troços de 500 metros de estrada.

A associação entre a probabilidade de ocorrência de cada espécie e respectiva probabilidade de atropelamento foi analisada graficamente e a significância desta associação e o tipo de relação foram avaliadas com base no coeficiente de determinação (r^2) e respectivo nível de significância.

ARTIGO CIENTÍFICO

Factors influencing genet and red fox road-kills in southern Portugal

Vânia Neves¹, António Mira¹

1. Unidade de Biologia da Conservação. Departamento de Biologia, Universidade de Évora. Herdade da Mitra – Valverde. 7002-554 Évora (vbneves@gmail.com)

Abstract

The implementation of efficient mitigation actions of road-kill impacts on wild carnivores depends on the accurate knowledge of how species behave to the presence of roads and the factors that most influence mortality hotspots. The present study sought to evaluate the influence of habitat, landscape metrics, road features and species probability of occurrence on genet and red-fox road-kills. In first step we modelled each species occurrence using GLM (binomial regression) on the basis environmental descriptors. Then we discussed the influence of roads on distribution patterns of both species and the relationship between species probability of occurrence and road-kills.

According to our results, the genet is patchily distributed and tends to occur in forest areas with high edge density. This species also responded well to the presence of streams. Regarding the fox's preferences, no clear overall pattern was identified for any particular type of land use. Nevertheless, this species tended to be found away from water sources and human disturbance, including moderate to high traffic roads. It is also shown that roads may have an influence on species distribution. Our findings also highlight the need to take into account the species' occurrence patterns when analysing the factors that determine their road mortality. However, the relationship between occurrence and mortality patterns is clearly species-specific and its opposite in both studied species, which alerts for the danger of generalizing conclusions. Other factors revealed to be important in predicting road fatalities of the two species under study, including the traffic volume, the presence and length of streams in the road vicinity, and the main land uses, with road-killings being promoted in forest areas and roads with median traffic intensity. The presence and location of fences may also influence fatality patterns, as a fencing system on only one side of the road may lead to increased mortality. However this suggestion needs to be confirmed by further data.

Keywords: abundance, Genet, *Genetta genetta*, GLM, Mammal carnivores, occurrence, road mortality, red fox, road-kills, use of space, *Vulpes vulpes*.

Introduction

Roads and vehicles bring many benefits, allowing the economy to function efficiently and allowing people and businesses to have access to a variety of services, goods and activities. However, these infrastructures also threaten the physical and biological systems (Forman *et al.*, 2003). In fact, roads have large impacts on wildlife, and four negative main effects of roads and their traffic on biodiversity have been identified (Van Langevelde & Jaarsma, 2004; Van Langevelde *et al.*, 2009): destruction or alteration of habitat due to construction, disturbance of habitat along the road (noise, vibrations, car visibility, artificial lighting, among others), barriers created by the road (increased resistance to movement), and road-killing due to collision with vehicles during crossing.

One of the key impacts and the most visible effect caused by roads on terrestrial animal species is the high number of collisions and road-kills, with particular importance for species with larger home ranges (Ascensão & Mira, 2006; Grilo *et al.*, 2008). Road-kills affecting the most common species are not considered a severe threat to the survival of their populations (Seiler, 2002), but for species with lower abundances, such as most predators, this supplemented mortality can be responsible for local extinctions (Clarke *et al.*, 1998).

Since fauna tends to be associated with specific habitats and adjacent land use, the spatial patterns of the landscape may play an important role in determining places and rates of collisions (Forman & Alexander, 1998). Therefore it is essential to determine the environmental and road features that most influence the animal crossing locations (Clevenger *et al.*, 2003), in order to propose adequate mitigation measures.

Several factors, including species-specific behavioural responses to landscape attributes, turn a species susceptible to collisions (Ramp *et al.*, 2006). Indeed, Forman *et al.* (2003) cite a range of more specific traits that make species vulnerable to road fatalities, such as mobility, habitat specificity, reproductive rate, resource needs and space use.

Traffic characteristics and road features such as vehicle speed, volume, and traffic pulses, local topography, accessibility of cover, and structural features of a road, also play an important role in road-kills (Clevenger *et al.*, 2003, Barrientos & Bolonio, 2009), being vehicle speed and traffic volume probably the most important ones (Trombulak & Frissell, 2000). For instance, the probability of road-kill increases as both traffic volume and speed also increase (Van Langevelde & Jaarsma 2004, Saeki & Macdonald, 2004, Barrientos & Bolonio, 2009). However, some road effects such as barrier effects can reduce the level of mortality (Barrientos & Bolonio, 2009) and minor roads and their traffic can also have a substantial role in road fatalities of wildlife (Van Langevelde *et al.*, 2009).

Carnivores are commonly identified as species whose conservation is more difficult to guarantee, due to their highly demanding habitat requirements and low densities (Ginsberg, 2001; Sunquist and Sunquist, 2001). Moreover, predator populations may be particularly vulnerable to road effects, whether through road mortality, habitat destruction, or road

avoidance (Rytwinski & Fahrig, 2007), as has been evidenced by many studies (Clarke *et al.*, 1998; Cain *et al.*, 2003; Saeki & MacDonald, 2004; Van Langevelde & Jaarsma, 2004; Ramp *et al.*, 2005, 2006; Ben-Ami & Ramp, 2006; Jaarsma *et al.*, 2006, 2007; Orlowski & Nowak, 2006; Barrientos & Bolonio, 2009).

In the literature there is evidence that carnivores do not cross roads randomly, instead they focus their crossing activity in locations that vary with road-related attributes, surrounding habitat characteristics, and human disturbance levels (Clevenger & Waltho 2000; Mata *et al.*, 2005, Grilo *et al.*, 2008, Grilo *et al.*, 2009). So, knowledge on specific dose-response relationships in the ecological effects of transport infrastructures is a crucial prerequisite for the development of evaluation tools to be used in sustainable landscape planning (Mikusinski *et al.*, 2007).

In recent years, the interest in the ecological effects of roads on ecosystems increased, as evidenced by the number of articles published in scientific journals (Andrews, 1990; Forman & Alexander, 1998; Spellenberg, 1998; Trombulak & Frissell, 2002; Clevenger *et al.*, 2003; Clevenger & Kociolek, 2006; Coffin, 2007; Roedenbeck *et al.*, 2007; Mikusinski *et al.*, 2007). In Portugal the history of ecological and conservation studies related to road ecology is recent (Ascensão & Mira, 2006, Ascensão & Mira, 2007, Gomes *et al.*, 2008, Grilo *et al.*, 2008, Grilo *et al.*, 2009). Thus the knowledge of factors leading to hotspots of mortality is still scarce (Ascensão & Mira, 2006), except for a few groups, namely owls (Gomes, *et al.* 2008) and carnivores (Grilo *et al.*, 2009).

Despite the large number of road mortality studies (Clevenger *et al.*, 2003; Jaeger & Fahrig, 2004; Ramp *et al.*, 2005, 2006; Ascensão & Mira, 2006; Ben-Ami & Ramp, 2006; Jaarsma *et al.*, 2006; Van Langevelde & Jaarsma, 2004, Orlowski & Nowak, 2006, Ford & Fahrig, 2007) only a few have focused on small and medium-sized carnivores (e.g. Grilo *et al.*, 2009). Besides, previous studies have focused separately on modelling species occurrence (Lindenmayer, 1999; Virgós, 2002; Barea-Azcón *et al.*, 2007; Mestre *et al.*, 2007; Galantinho & Mira, 2008), modelling road mortality patterns (Clevenger *et al.*, 2003; Malo *et al.*, 2004; Van Langevelde & Jaarsma 2004; Ramp, 2005; Jaarsma *et al.*, 2006, 2007; Barrientos & Bolonio, 2009), or even in determining abundance through road fatalities (Baker *et al.*, 2004), but none of them related mortality with the probability of occurrence or population status of the target species. Nevertheless, the importance of space use patterns and population density variables when modelling road fatalities is widely accepted (Baker *et al.*, 2004; Seiler, 2005; Mikusinski *et al.*, 2007; Grilo *et al.*, 2009). Recently, Roger & Ramp (2009) provided an example of the benefits of incorporating explicit information on habitat use when modelling animal vehicle collisions, by comparison between models with and without these kinds of predictors. They achieved a final predictive model that incorporated species habitat use variables with high discriminatory power, greatly exceeding the variation explained by a

previously published model for the same species and road.

This study is part of a larger research project aiming at the study of the impact of roads on vertebrate populations. We use as case studies two small carnivore species with different habitat requirements, the red fox (*Vulpes vulpes*) and genet (*Genetta genetta*).

The red fox is the most widespread and well-known generalist predator on the Iberian Peninsula (Blanco, 1998), with opportunistic feeding habits (Delibes *et al.*, 2008) according to the availability of the food resources (Cavallini & Lovari, 1991). Regarding habitat preferences, in Portugal its behavioural plasticity has recently been confirmed (Matos *et al.*, 2009), occurring in all habitats without showing higher activity in any of them. However, its preference for habitats with grassland cover (McDonald *et al.*, 2008) and edged or heterogeneous habitats is documented elsewhere (Cavallini & Lovari, 1994; Gortázar, 2002; McDonald *et al.*, 2008).

The genet is the only viverrid present in Portugal (Cabral *et al.*, 2005), where it is widely distributed and one of the most common carnivore species (Santos-Reis & Mathias 1998). However, in Europe it occurs only in the Iberian Peninsula, Balearic Islands (Mallorca, Cabrera, and Ibiza), southern France, and north-western Italy (Calzada 2002; Gaubert *et al.*, 2008). This species has generalist and opportunistic feeding habits, but in Europe it feeds mainly on small mammals, especially the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*), and on arthropods (Virgós *et al.*, 1999; Rosalino & Santos-Reis, 2002). Regarding habitat preferences it tends to occupy forest areas and is particularly common when shrub cover is also available (Palomares & Delibes, 1994; Virgós & Casanovas, 1997; Virgós *et al.*, 2001; Espírito-Santo *et al.*, 2007, Galatinho & Mira, 2008). In Mediterranean environments these places offer a greater availability of prey and shelter for resting (Larivière & Calzada, 2001).

Our study aims to identify the main factors influencing road-kills of the studied species and thus to contribute to a better planning of road infrastructures and mitigation of their effects. The study also intends to show the benefits of integrating probability of occurrence data in predictive road-kills models. Specifically we used two types of models in our approach: i) species occurrence probability models, corresponding to a GLM analysis where the significance of different kinds of environmental features (human infrastructures and land uses) on species presence was evaluated, and ii) species road fatalities probability models, where the results of occurrence models, together with other sets of variables (ecological, road characteristics) were used to define the patterns of each species' mortality, again using GLM analysis.

Methods

Study area

The study area is located in Central Alentejo, Southern Portugal, between the towns of Évora, Montemor-o-Novo and Arraiolos (figure 1). The climate is Mediterranean, characterized by a dry and hot season (Rivas-Martínez & Loidi, 1999) from June to October, with low rainfall and monthly average temperatures ranging from 20 to 23°C. In the wet season, monthly mean rainfall is above 70 mm and monthly mean temperatures range from 10 to 15°C.

The study area, with a total of 39400 ha, is intercepted by a complex road network with significant differences in type and traffic volume. The area is crossed by several main and secondary roads, other small paved roads, and by Motorway A6.

The landscape is dominated by characteristic Mediterranean agro-forestry areas, cork and holm oak tree stands (*Quercus suber* and *Quercus rotundifolia*) named "montados", and extensive agricultural areas including cereal crops, grasslands and meadows, vine and olive yards. The area partially includes the Natura 2000 Site *Serra de Monfurado* (PTCON0031), which is also known by its mammal carnivore community that is characterized by a particularly favourable conservation status (ICN, 2006).

Data collection

Species survey

During the spring of 2007, we conducted a carnivore survey within all the study area, incorporating 120 sampling locations (Figure 1). We used track plate tunnels to evaluate presence and intensity of space use by carnivores, according to the procedures proposed by Zielinski & Kucera (1995). This consisted in placing the tunnels (open only on one side) with a plate containing bait, a white paper sticker and the initial part of the plate "dirty" with soot (Zielinski & Kucera, 1995). Footprints were recorded on the white paper sticker after the animal has passed the "dirty" plate. Plates were visited every 4 days and twenty inspections were made on each location. In each visit we recorded the status of the bait, the presence/absence of footprints or other traces of animals.

Sampling locations were placed throughout the study area in order to cover all land attribute diversity, such as main land uses (open agricultural lands or forest areas), distances to rivers and streams with and without riparian galleries, and distances to different types of paved roads (main roads, secondary roads and motorways).

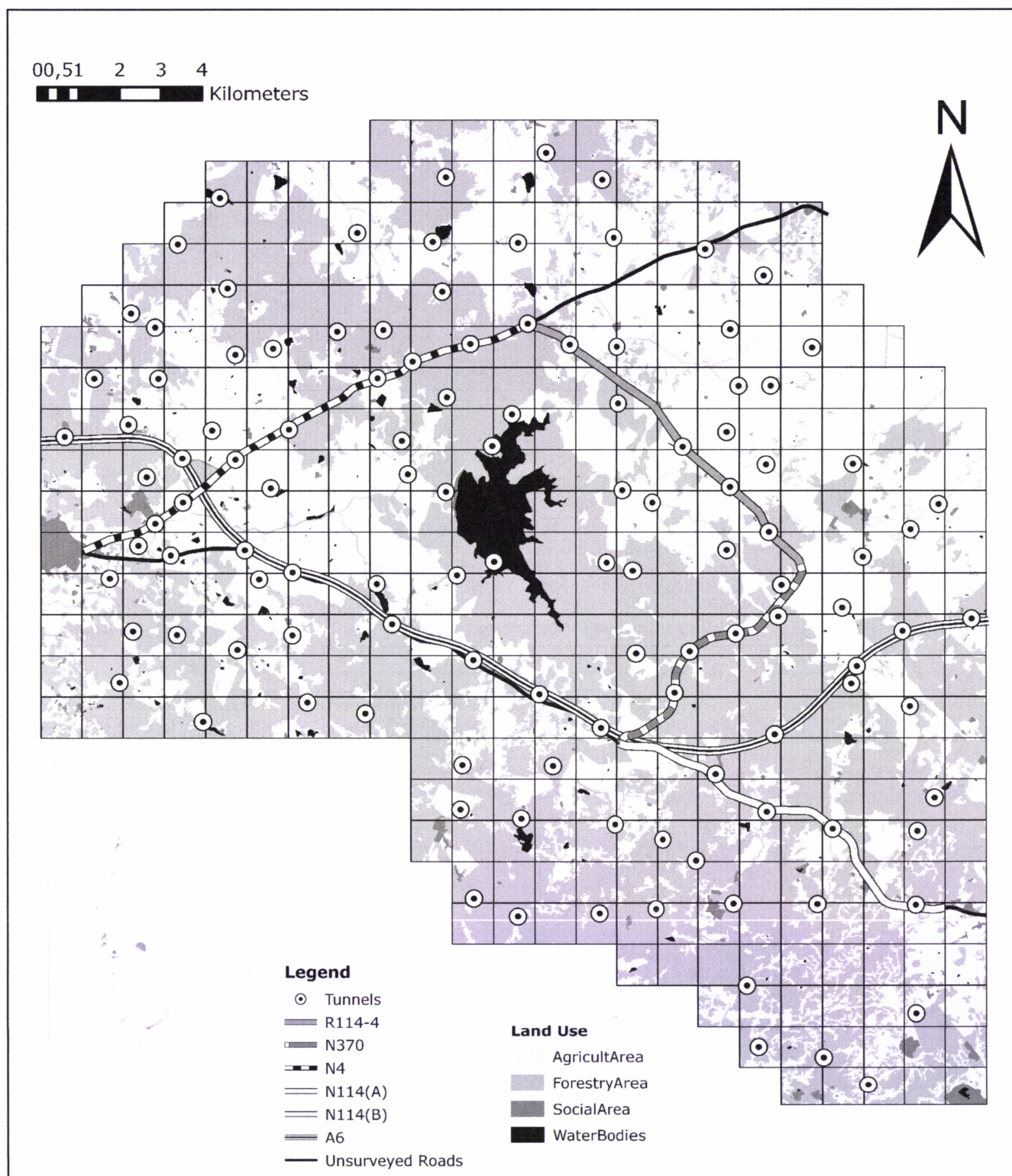


Figure 1. Study area location. Surveyed roads and track plate tunnel locations are also indicated.

Road kill surveys

From January 2005 to September 2008, we daily sampled the total of 37 km of roads for mammal carnivore fatalities (Figure 1), except for the year of 2006, when sampling was done every two days. The survey was conducted by car at an average speed of 50 km/h. For each fatality the species was identified, and the location was obtained using a GPS unit device (E-trex, Garmin). To prevent double counting, carcasses were marked or removed from the road.

Road-kill surveys were conducted on four segments of roads - 9.5 km on the N114, 12 km on the N4, 6.5 km on the N370 and 9 km on the R114-4. The surveyed roads generally had two lanes of traffic, one in each direction. Main roads - N4 and N114 - had asphalt hard shoulder, while the secondary ones - N370 and R114-4 - had dirt shoulder or no shoulder at all.

Explanatory variables

The explanatory variables incorporated in the species occurrence models concern the 250 m buffers around track plate locations, and mean distances were calculated from the exact track plate location. The radius chosen for evaluating landscape features around track plate sampling points (250 m) corresponds to a compromise between average core areas (Cavallini & Lovari, 1994; Munuera & Llobet, 2004; Santos-Reis *et al.*, 2004; Espírito-Santo *et al.*, 2007) for the small carnivore community under study, and about half the minimum distance among sampling points. Landscape explanatory variables used in road-kill model were assessed for a 250 m buffer lateral to 500 m road stretches lines, and mean distances were calculated from the centre of the stretch. The choice of bisecting the road in 500 m stretches was a compromise between minimum sample size needed for statistical analysis, and a biological meaning concerning the space use of both studied species.

To obtain all the variables needed for both analyses (see table 1 for details), we created a land use map at a 1:10.000 scale, and a detailed cartography of linear structures (such as rivers and streams, with and without riparian gallery, and paved roads), through interpretation of aerial photographs (AMDE, 2003) corrected with field observations, using ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006). Moreover, in surveyed road stretches were also mapped culverts, viaducts, bridges, and fences.

For analysis purposes, four wide classes of land uses, grouping areas with structural resemblance, were considered: "open agricultural areas" (which include cereal crops, fallow lands and "montados", with less than 10% tree cover), "forest areas" (areas with more than 10% tree cover of any type, including tree riparian galleries), "water bodies" (integrating large water reservoirs and small ponds for cattle) and "social areas" (small villages and cities with areas larger than 0.2 ha) (figure 1).

Table 1. Explanatory variables used in each model (O: occurrence, RK: road-kill). All variables derived from the created cartography except for Traffic intensity, which was obtained from E.P. (2005).

CODE	Description	Unit	Model
PWB	Proportion of Water Bodies	Proportion	O/RK
PAA	Proportion of Agricultural Areas	Proportion	O/RK
PFA	Proportion of Forest Areas	Proportion	O/RK
PSA	Proportion of Social Areas (>0.2 ha)	Proportion	O/RK
ED	Edge density relative to the landscape area	m/ha	O/RK
MPS	Mean patch size	Hectares	O/RK
AWMSI	Area Weighted Mean Shape Index	Square Meters	O/RK
ED_FA	Edge density relative to the forest area	m/ha	O/RK
MPS_FA	Mean patch size for forest patches	Hectares	O/RK
AWMSI_FA	Area Weighted Mean Shape Index for forest patches	Square Meters	O/RK
D_SNG	Nearest distance to stream without riparian gallery	Meters	O/RK
D_SWG	Nearest distance to stream with riparian gallery	Meters	O/RK
D_Stream	Nearest distance to stream	Meters	O/RK
D_WB	Nearest distance to water bodies	Meters	O/RK
D_URB	Nearest distance to urban areas (> 10 ha)	Meters	O/RK
D_MW	Nearest distance to Motorway	Meters	O/RK
L_SNG	Length of streams without riparian vegetation	Meters	O/RK
L_SWG	Length of streams with riparian vegetation	Meters	O/RK
L_Stream	Length of streams	Meters	O/RK
D_MR	Nearest distance to Main Roads	Meters	O
D_SR	Nearest distance to Secondary Roads	Meters	O
D_Road	Nearest distance to Road	Meters	O
D_BigR	Nearest distance to Motorway or Main Road	Meters	O
L_MW	Length of Motorway	Meters	O
L_MR	Length of Main roads	Meters	O
L_SR	Length of Secondary roads	Meters	O
L_Roads	Length of roads	Meters	O
LU_TUN	Land Use at the track plate location	Category	O
	(1) Agricultural Areas (2) Forest Areas		
PatchArea	Area of land use patch at the track plate location	Square meters	O
PO_Gg	Average of Probability of <i>G. genetta</i> occurrence	Proportion	RK
PO_Vv	Average of Probability of <i>V. vulpes</i> occurrence	Proportion	RK
DiffPO_Gg	Difference of Probability of <i>G. genetta</i> occurrence between both sides of the road	Proportion	RK
DiffPO_Vv	Difference of Probability of <i>V. vulpes</i> occurrence between both sides of the road	Proportion	RK
L_Fence0	Length of road without fences	Meters	RK
L_Fence1	Length of road with fences on only one side	Meters	RK
L_Fence2	Length of road with fences on both sides	Meters	RK
PA_Culv	Presence (1) or Absence (0) of Culverts in the segments of the road	Category	RK
N_Culv	Number of Culverts in the segment of the road	Category	RK
	(0) 0 (1) 1 (2) 2 (3) 3		
PA_Viad	Presence (1) or Absence (0) of Viaducts or Bridges in the segments of the road	Category	RK
Traf_Int	Traffic intensity measured in number of vehicles per day	Category	RK
	(1) <1500 (2) 1500 - 3000 (3) 3000 - 5000 (4) 5000 - 10000 (5) >10000		
D_Pass	Nearest distance to Passage (Culvert, Viaduct or Bridge)	Meters	RK

Several landscape metrics descriptors (Edge Density, Mean Patch Size and Area Weighted Mean Size Index) were also computed for each buffer, using the Patch Analyst extension for ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006). Traffic data was obtained from the National Road Institute 2005 report (E.P., 2005) and personal observations. According this report, the N114 has very high traffic volume during day time (6711-12815) and moderate during the night (882-1683), with the stretch between A6 way-out and Évora - N114(B) - having almost a double value, both at day and night, when compared to the other N114 stretch surveyed - N114(A). In both stretches, cars are the main kind of traffic. So, for analysis purposes we considered these two stretches different, regarding traffic volume. The N4 also presents a high traffic density, averaging 3436 vehicles/day during the day and 458 at night (E.P., 2005). However, when compared with N114, a higher proportion of trucks travel along this road. The N370 road stretch showed low traffic density, averaging 1283 vehicles/day in day time and about 168 at night (E.P., 2005). Official traffic counts for the R114-4 surveyed road stretch are not

available, but based on the authors' personal observations, this road presents middle traffic intensity (between 1500 and 3000 vehicles/day) when compared with the other studied roads.

Based on the occurrence models we created surface maps (with a 100x100 m cell size) of probability of occurrence of each species, used as surrogates of species abundance in road-kill modelling (Pearce & Ferrier, 2001; Jepsen *et al.*, 2005; Real *et al.*, in press).

Data analysis

Occurrence modelling

Generalized linear models (binomial regression with *logit* link) were used to assess the best combination of factors influencing the presence of each of the studied species in track plate data. Prior to analysis, variables were transformed to approach normality, using the angular transformation for proportional data and the logarithmic transformation for other skewed continuous variables (Zar, 1999).

Model-building followed the main steps proposed by Hosmer & Lemeshow (2000). The significance of each individual variable was assessed with a univariate analysis and those with a $p < 0.25$, were kept for further analysis (Hosmer & Lemeshow, 2000). We checked separately for unimodal responses to each variable by introducing, into the univariate logistic regression model, the corresponding quadratic term. Variables considered significant at this first stage were evaluated for collinearity on the basis of the Spearman correlation coefficient. From the groups of variables with $r > 0.7$, only the most biologically meaningful (following the literature and the authors' expert opinion) was retained for further analysis.

For each species, a model was created through a manual forward stepwise procedure. We began with the most significant covariate and proceeded adding blocks of a single or composite variable ($X + X^2$), with increasing significance levels (P), until no more significant variables were available. Blocks considered statistically significant ($p < 0.10$) were retained in the model. We proceeded by checking for all possible interactions among the environmental variables in the full model. Each interaction term was added at a time to assess its significance ($p < 0.10$) with the likelihood-ratio test. Akaike Information Criterion (AIC) was used to select the best model (Zuur *et al.*, 2007).

To evaluate the goodness-of-fit of each model we used the area under the ROC curve (AUC) as a measure of the model's ability to discriminate between presences and absences (Osborne *et al.*, 2001). We also looked at the overall rate of correct classification and the proportion of presences (sensitivity) and absences (specificity) correctly classified, using the proportion of presences as the cut-off point (Hosmer & Lemeshow, 2000).

For model validation a Jackknife procedure was followed: new models were computed, each one excluding one different case at a time. A classification table crossing observed with predicted group membership was used to compute the phi 4-point correlation and to test the association between observed and predicted values (Osborne & Tigar, 1992).

The occurrence probability surface maps were built by applying the formula obtained in this model to the intersection points of a 100x100 m grid covering the study area, and subsequently making a data transformation to a raster set using ArcGis 9.2 (ESRI, 2006).

Road-kill modelling

The procedure for modelling road-kills was identical to the one described for occurrence probability models. In this case the response variable was presence or absence of fatalities of each species on each 500 m surveyed road segment over the sampling period. In addition, simple linear regression of species occurrence probability on road-kill probability was used to analyse in more detail the relationship between these two variables.

Statistical analyses were performed with Brodgar 2.5.6 (Highland statistics, 2006), a windows interface of the statistics R package (version 1.8.1).

Results

Occurrence modelling

Altogether 21 presences (totalizing 56 visits to track plates, minimum =1, maximum =11 visits per track plate) of genet and 34 presences (totalizing 172 visits, minimum =1, maximum = 16) of red fox were recorded among the 120 sampling sites.

The multivariate model for genet underlined the importance of landscape metrics in influencing this species' occurrence. In fact, genet presence was promoted in forest areas with a high density of edges and areas with longer streams without riparian corridors. The most consistent effects on the presence of red fox were related with the extension of linear structures and presence of water. The model for this species reflected a negative response to the proximity streams, water bodies, main roads and urban areas (table 2). Concerning roads, foxes tend to occur in the proximity of smaller and lower traffic roads and their presence is unlikely in areas crossed by main roads with moderate or heavy traffic, although the latter results is not statistically significant for a p threshold of 0.10. None of the models built retained either quadratic terms or interactions between variables.

Table 2. Summary statistics for the descriptors retained for each species' occurrence modeling. We present mean±SD for continuous variables and numbers of sampling points per class for categorical variables. We show significance values (P) and directions of association (+, positive; -, negative) of each variable tested by univariate logistic regression with species presence. The variables in bold are the ones selected for the multivariate models. The others were excluded by correlation. We present significance (P), β and AIC values for each species' multivariate model.

			Univariate Logistic regression		Multivariate Models	
Variables	Absence	Presence	association	P	β	P
<i>Genetta genetta</i>						
Intercept					-4,82	<0,001
ED_FA	0,008±0,005	0,012±0,005	+	0,001	209,26	0,002
PAA	0,621±0,515	0,326±0,305	-	0,018		
PFA	0,569±0,519	0,824±0,413	+	0,041	1,13	0,073
AWMSI	0,926±0,176	1,016±0,236	+	0,055		
ED	1,56 E-04±0,67 E-04	1,89 E-04±0,87 E-04	+	0,061		
LU_TUN (1)	40	4	-	Indicator		
(2)	59	17	+	0,074		
MPS_FA	9,581±3,646	10,924±2,635	+	0,140		
AWMSI_FA	0,861±0,362	0,982±0,355	+	0,166		
D_SR	7,034±1,787	6,461±2,271	-	0,211		
L_SR	0,789±2,046	1,440±2,641	+	0,216		
L_Stream	2,592±3,063	3,473±3,105	+	0,235		
L_SNG	0,708±1,860	1,253±2,330	+	0,250	0,22	0,081
AIC					101,54	
<i>Vulpes vulpes</i>						
Intercept					-12,45	0,002
D_MR	6,964±1,796	7,635±1,265	+	0,058	0,37	0,030
L_Stream	3,061±3,109	1,950±2,881	-	0,076		
D_WB	6,028±1,057	6,382±0,818	+	0,086	0,45	0,077
D_SR	7,121±1,722	6,460±2,195	-	0,089		
D_Stream	4,663±2,101	5,374±1,847	+	0,090	0,2	0,086
L_SWG	2,457±3,068	1,566±2,668	-	0,142		
L_MR	1,221±2,475	0,547±1,785	-	0,160		
PSA	0,026±0,075	0,007±0,023	-	0,182		
D_SNG	6,173±1,359	6,523±1,248	+	0,201		
D_SWG	5,180±2,169	5,692±1,734	+	0,222		
D_URB	7,974±0,732	8,142±0,541	+	0,229	0,62	0,094
AIC					138,64	

The deviance explained by the genet occurrence model was 15.96% and the AUC was 0.790 ($P < 0.001$). The Jackknife validation procedure confirmed that the model performed well and can be used to predict species presence in similar landscapes outside the sampled area ($\Phi = 0.935$, $p < 0.001$).

The red fox occurrence model explained 10.08% of the deviance and the AUC was 0.726 ($p < 0.001$), which suggests the model is well fitted (Swets, 1988, in Manel *et al.*, 2001). The Jackknife validation results confirmed that the model clearly discriminates between the areas with and without presence of red fox ($\Phi = 0.916$, $P < 0.001$).

Both models were then used to predict probability of occurrence over the whole study area (figures 2 and 3). The places with highest probability of genet occurrence correspond to clusters of forest patches located mainly in the southern and western parts of the study area. We can roughly identify two main suitable corridors for this species' occurrence: one bordering the southern side of the N114 road, and another that crosses the study area diagonally through N4, the Minutos reservoir, the N370, and A6 (figure 2). Both areas correspond to forest areas dominated by dense "montado" ($> 30\%$ tree cover).



Foxes can occur throughout the study area, although regions located in the north-western part and in the eastern border of the Minutos reservoir have slightly higher probabilities of occurrence (figure 3). One common feature to these areas is that they are away from main roads, with moderate or heavy traffic.

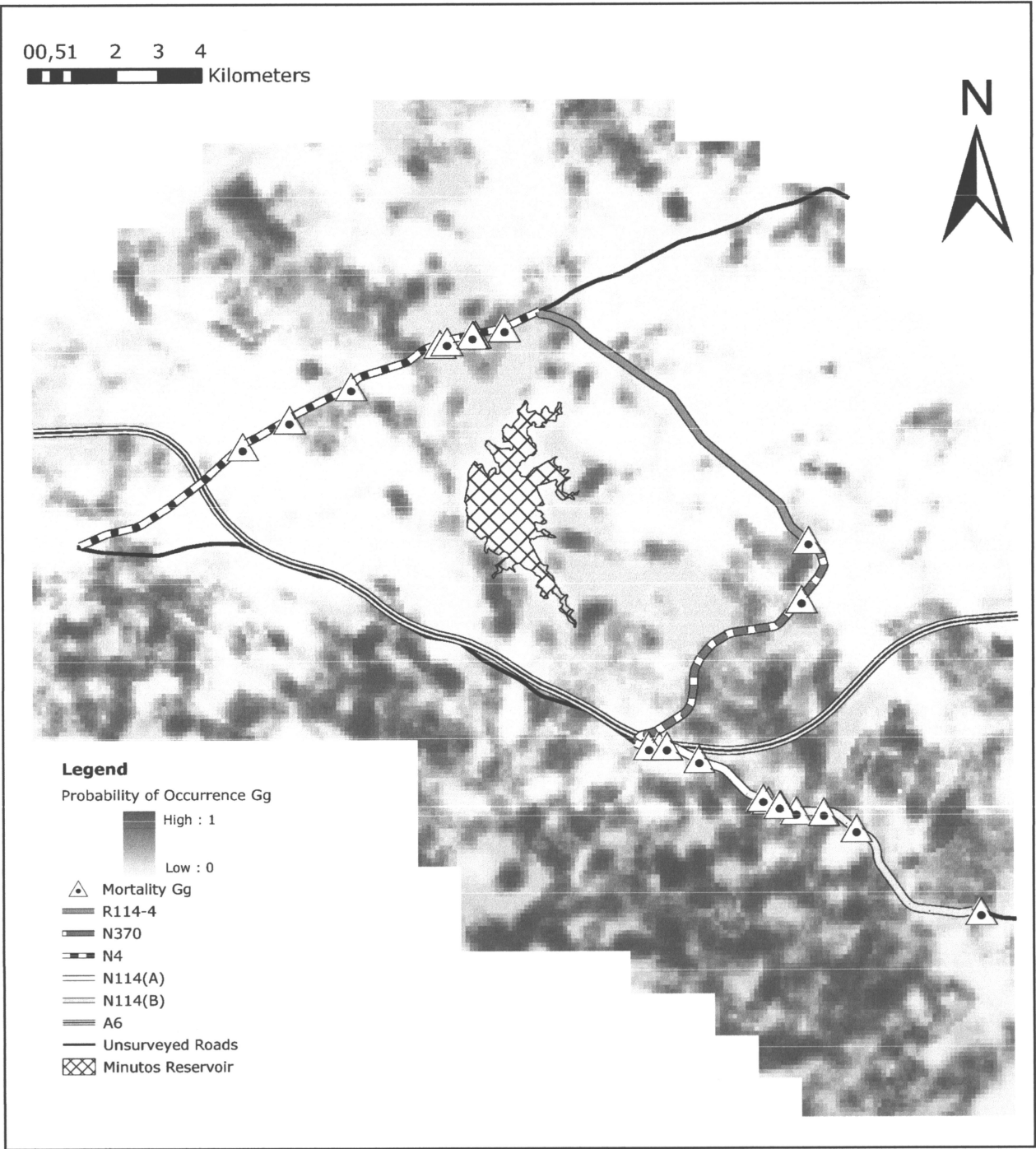


Figure 2. Estimated Probability of occurrence for *Genetta genetta* for the entire study area, with the mortality spots as well as the main roads

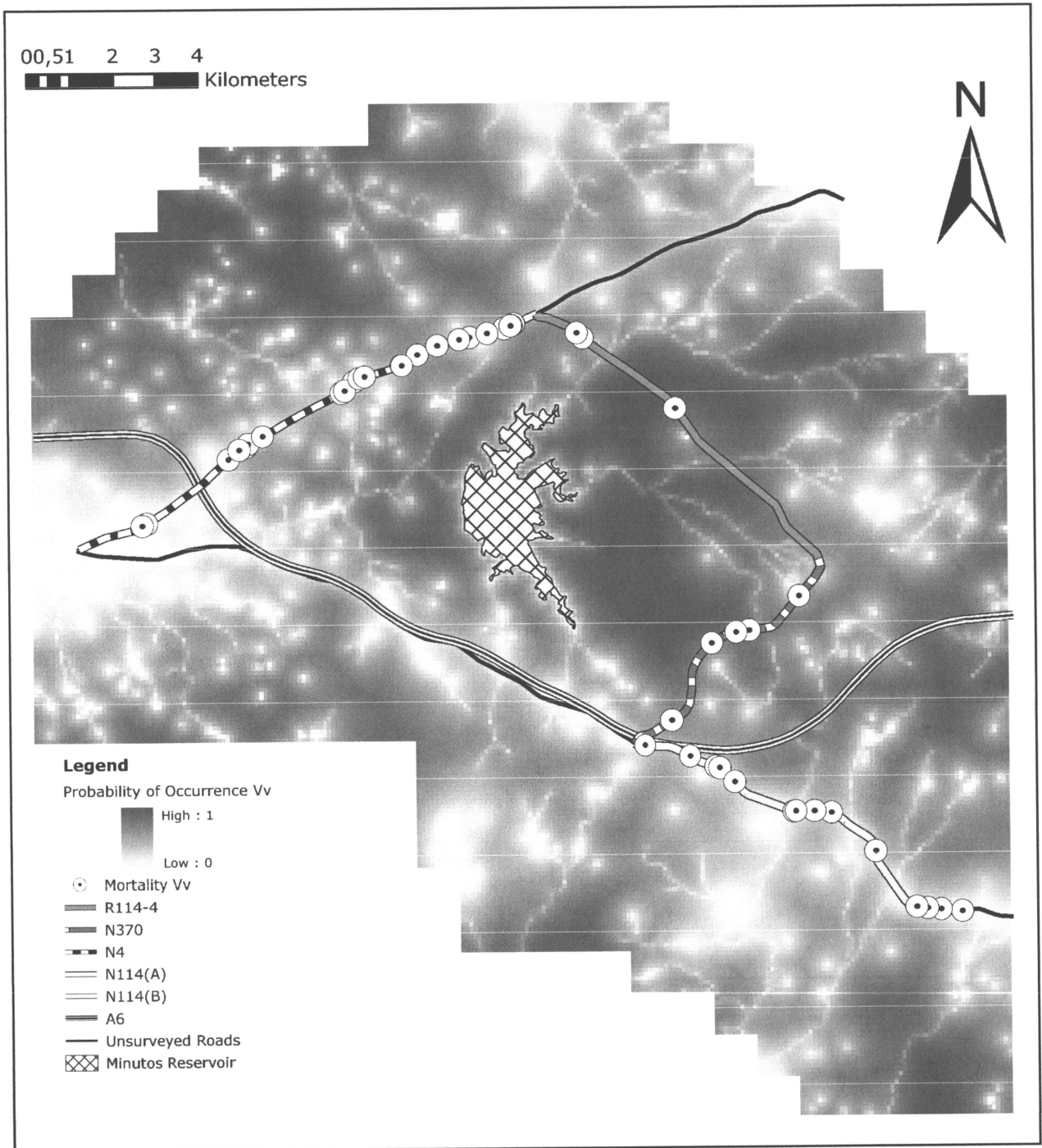


Figure 3. Estimated Probability of occurrence for *Vulpes vulpes* for the entire study area, with the mortality spots as well as the main roads

Road-kill modelling

Over the 45 months of observations we recorded 69 fatalities (24 genets and 45 foxes) in the surveyed road stretches, distributed as follows: 32 in N4 (46.38%), 27 in N114 (39.13%), 6 in N370 (8.69%) and 4 in R114-4 (5.80%). Figure 4 shows the mortality index (fatalities/km) for each species per road stretch ordered by traffic intensity.

Figures globally show that the mortality index rises with traffic intensity, with a peak in median traffic levels. However, the pattern is clearer for the genet.

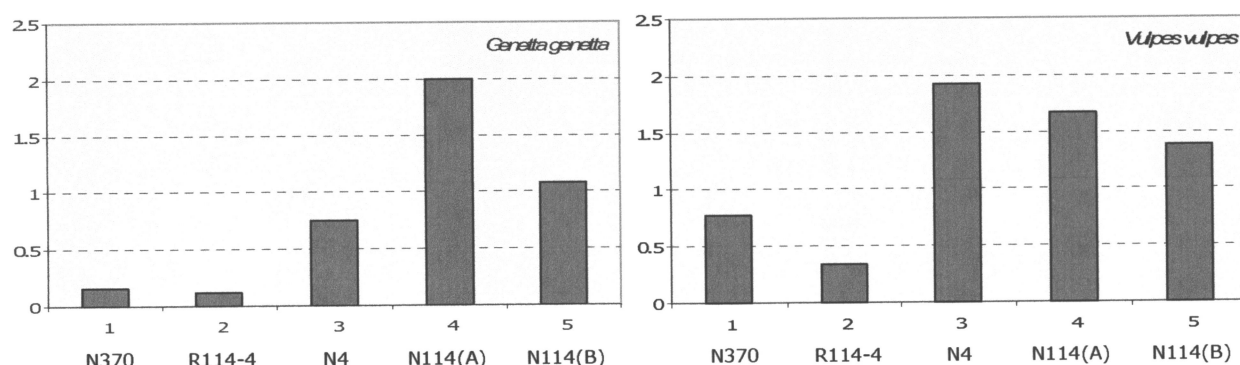


Figure 4. Mortality index (fatalities/Km), per road stretch ordered by traffic intensity. N114 is subdivided because two different traffic volumes were identified in the surveyed stretch.

Summary statistics and the main results of the univariate and multivariate models developed to assess road-kill probability for each species are presented in Table 3. None of the models built retained either quadratic terms or interactions between variables.

Table 3. Summary statistics for the descriptors retained for each species' road-kill modeling. We show significance values (P) and directions of association (+, positive; -, negative) of each variable tested by univariate logistic regression with species fatalities. The variables in bold are the ones selected for the multivariate models. The others were excluded by correlation. We present significance (P), β and AIC values for each species' multivariate model.

model.			Univariate Models		Multivariate Models	
Variables	Absence	Presence	association	P	β	P
Genetta Genetta						
Intercept					-2,42	0,020
PFA	0,529±0,477	0,819±0,506	+	0,039		
PO_Gg	0,225±0,195	0,351±0,268	+	0,047		
Traf_int (1)	12	1	-	Indicator		
(2)	17	1	-	0,812	-0,2649	0,857
(3)	17	7	+	0,159	1,94	0,091
(4)	3	3	+	0,060	4,14	0,020
(5)	8	5	+	0,090	2,34	0,053
PAA	0,636±0,454	0,403±0,434	-	0,071		
D_SNG	6,703±0,826	7,052±0,662	+	0,102		
D_MW	7,895±1,021	7,413±1,385	-	0,129		
L_Fence1	0,412±0,526	0,644±0,612	+	0,131		
ED_FA	0,011±0,006	0,013±0,007	+	0,190		
L_Fence0	0,265±0,511	0,108±0,246	-	0,246		
PSA	0,026±0,060	0,007±0,021	-	0,248	-34,79	0,098
AIC					74,08	
Vulpes vulpes						
Intercept					1,52	0,0160
D_SNG	6,601±0,915	7,049±0,501	+	0,018		
L_Stream	2,097±2,668	0,662±1,786	-	0,018	-0,38	0,004
PO_Vv	0,307±0,168	0,230±0,116	-	0,038	-5,33	0,008
D_Stream	5,975±1,084	6,452±0,625	+	0,042		
PFA	0,498±0,458	0,738±0,522	+	0,044		
PAA	0,662±0,446	0,465±0,456	-	0,073		
D_SWG	6,218±0,963	6,590±0,700	+	0,081		
L_SWG	1,542±2,438	0,662±1,786	-	0,103		
D_URB	7,937±1,172	8,271±0,448	+	0,148		
Traf_int (1)	9	4	-	Indicator		
(2)	16	2	-	0,187		
(3)	11	13	+	0,179		
(4)	2	4	+	0,154		
(5)	6	7	+	0,239		
L_Fence1	0,397±0,497	0,566±0,617	+	0,196		
ED_FA	0,010±0,006	0,012±0,006	+	0,218		
D_WB	6,316±0,589	6,148±0,591	-	0,232		
AIC					90,66	

Concerning the genet, the multivariate mortality model (table 3) highlighted a negative effect of proportion/amount of social areas on mortality, and gives statistical significance to the unimodal relationship between road-kills and traffic intensity described above. Univariate models also showed that genet road-kills tend to occur in road segments that cross areas with high probability of occurrence, as in areas with higher forest and lower agricultural cover. However, these effects vanish in the multivariate model, as the best model according to AIC does not include these descriptors.

Multivariate models show that red fox road-kills are negatively associated with probability of occurrence and with the length of streams in the road vicinity (table 3). The analysis of univariate responses also underlined the strong positive association of fox mortality with the proportion of forest areas and the negative relationship with streams proximity, particularly those without riparian galleries.

Another hint of our results concerns the effect of fences on road-kills of both species. Although the result was not significant considering the p-value threshold adopted, there is a suggestion that the presence of fences on one side of the road only tends to increase the probability of road-kills (table 3).

The deviance explained by the genet and fox mortality models was 22.18 and 15.27%, respectively. Both models showed good fit and a good predictive power (genet - AUC: 0.821, $P < 0.001$ and $\Phi = 0.919$, $P < 0.001$; red fox - AUC: 0.752, $P < 0.001$ and $\Phi = 0.973$, $P < 0.001$).

The location of road fatalities is also shown in figures 2 and 3. The genet surface map (figure 2) suggests a positive relationship between mortality and probability of occurrence, particularly on main roads (N4 and N114). For the red fox (figure 3) there is not a well defined pattern. However, it seems different from the one found for the genet. The red fox tends to occur less in the proximity of moderate and high traffic roads, so on these roads (N4 and N114) there is a poor relationship between mortality and species occurrence. However, in low-traffic roads, fatalities tend to occur in areas with higher probability of occurrence.

Figure 5 represents the probability of genet and red fox occurrence in each road segment and its surroundings, plotted against their probability of getting road-killed. The linear regression line between these two variables is also shown. The results for each species are opposite. Genets tends to get road-killed in areas where they are more likely to occur, whereas foxes tend to die on roads in areas where their occurrence is less probable.

Linear regression with 95.0% Mean Prediction Interval

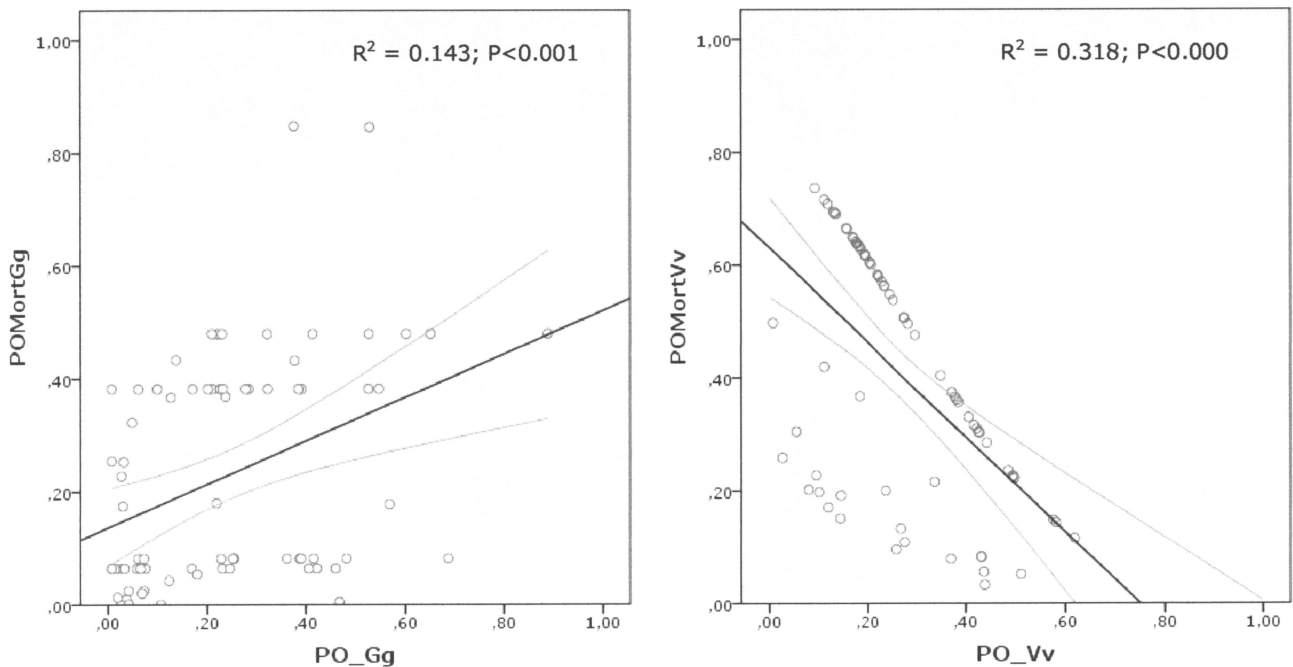


Figure 5. Results for linear regression analysis between probability of occurrence for both species (PO_Gg and PO_Vv) and their respective Road-kill probability of Occurrence (POMortGg and POMortVv). Gray lines represent 95% prediction intervals.

Discussion

The knowledge of the factors that influence mammal carnivore road-kills is a key issue for species conservation and the implementation of mitigation measures for road impacts on wildlife. In this context, monitoring species occurrences and movements within the landscape is crucial for the development of accurate, reliable and robust models of fatality hotspots, as failure to do so reduces the ability to understand the role of habitat characteristics in determining species distribution and susceptibility for road-kills (Roger & Ramp, 2009).

Our findings highlight the need to take into account the occurrence of a species when analysing the factors that determine its mortality by collision with vehicles. However, the relationship between occurrence and mortality patterns is clearly species-specific and sometimes opposite. These results strengthen the need for individual species studies and alert for the danger of generalizing conclusions. In addition, other factors revealed to be important in predicting mortality rates for each of the two species under study. Among the particularly important are the traffic volume, the presence and length of streams in the road vicinity, and the main land uses, with road-killings being promoted in forest and disturbed areas. The presence and location of fences may also influence fatality patterns, as the results suggest that a fencing system in only one side of the road might lead to increased mortality. However this relationship is not statistically significant and needs to be confirmed by further data.

Probability of Occurrence

The track plate methodology used for collecting occurrence data has revealed satisfactory results for both species surveyed. An important advantage of this method is that tracking records can be kept for a long time and analysed in the lab. This softens the effects of having differently experienced observers doing the field surveys, as was the case in the present study. Nevertheless, due to high number of zeros and low range in the number of responses, we were unable to model species abundance, and instead we inferred it through a presence/absence approach.

We should also be aware that, besides the landscape and human features analysed in the present study, several other factors not considered here (e.g. prey availability, predation risk, etc.) may also strongly influence species occurrence and distribution (Cavallini & Lovari, 1991, Virgós *et al.*, 2001, 2002; Padial *et al.*, 2002, Espírito-Santo *et al.*, 2007). The incorporation of these variables would probably increase the percentage of variance explained by the models.

Genet probability of occurrence is patchily distributed and is higher in forest fragmented areas. This species also responds positively to the presence of streams. The genet is a habitat specialist often associated with "montados" and riparian corridors (Santos-Reis *et al.*, 2004; Galantinho & Mira, 2008). Still, the most significant variable in the model was forest edge density, which probably relates to the variety of resources that this type of areas usually offers (Finder *et al.*, 1999; Gehring & Swihart, 2003). In fact, the genet acts like an opportunistic feeder (Virgós *et al.*, 1999; Larivière & Calzada, 2001; Rosalino & Santos-Reis, 2002) which benefits from habitat edges, potentially availing themselves of a broader array of resources, and so is expected not to be limited in fragment size (Virgós *et al.*, 2002).

The positive effect of streams without a riparian gallery is unexpected, since the presence of the species has often been associated to riparian corridors (Palomares & Delibes, 1994, Carvalho & Gomes, 2004; Matos *et al.*, 2009). Our univariate model results and new data from a telemetry project ongoing in the study site (author's unpublished data) confirm this fact. However, Virgós & Casanovas (1997) pointed out that this association may be controversial, and is not mandatory.

A possible explanation for this result may rely on the fact that streams with no riparian vegetation occur in the studied area mostly imbedded in a matrix of open agricultural land. The shrubs and taller grasses that surround these streams promote the occurrence of a higher abundance and more diversified prey when compared with the adjacent areas (Palomares & Delibes, 1994; Virgós, 2001, Santos *et al.*, 2007). In these circumstances, species with broader diets tend to make a more complete use of the non-matrix habitats, or even consider it a matrix habitat (Gehring & Swihart, 2003)

The pattern of fox occurrence is less defined. As Gehring (2000, *in* Gehring & Swihart, 2003) has already suggested, foxes are capable of assessing all components of the landscape and moving relatively freely among elements. As so, they can explore larger areas including woods and open field areas (Carvalho & Gomes, 2001), whereas other smaller species are confined to linear elements and forest patches. Still, our results show that most foxes are more likely to occur far from water bodies and riparian corridors. These results are in agreement with those of Matos *et al.* (2009), and suggest behaviour to avoid competition, since riparian habitats in Mediterranean ecosystems consistently host higher carnivore species richness than the adjacent matrix (Virgós, 2001; Matos *et al.*, 2009). Our findings also support the ones from other studies on foxes and other mammal carnivores (Meriggi & Rosa, 1991; Randa & Yunker, 2006; Espírito-Santo *et al.*, 2007; Pita *et al.*, *in press*) concerning the fact that this species is affected by urban disturbance (main roads and urban areas) occurring less likely in the vicinity of these areas.

Our results also support the expected tendency of roads to influence species distribution, and the need to take road features into consideration when modelling species occurrence. According to our model results, the occurrence of genet in the study site seems to depend less upon roads than on other ecological/landscape features. Nevertheless, the influence of roads on this species' occurrence is noticeable in the surface maps. In general, a barrier effect is observed, particularly by roads with moderate to high traffic densities. In the distribution of genet occurrence, there is a clear difference between the areas located south and north of the A6 motorway, partly because of land uses but also, and especially around the Minutos reservoir, because of the existing road network. A study developed in the study area suggests that genets tend to avoid patches closer to roads (Galantinho & Mira, 2008), and an ongoing telemetry project in the same area is showing that adult genets do not cross roads very often, keeping their home ranges on one side of the road. This barrier effect has been extensively pointed out, together with road mortality, as one of the biggest impacts caused by roads (Forman & Alexander, 1998; Spellenberg, 1998; Trombulak & Frissel, 2000; Forman *et al.*, 2003; Coffin, 2007), initiating the process of habitat fragmentation, discouraging or eliminating animal movement (McDonald & St. Clair, 2004, Mata *et al.*, 2008, Rico *et al.*, 2007; McGregor *et al.*, 2008), and changing the structure and function of animals communities (Cypher *et al.*, 2005).

The influence of roads on fox occurrence probability is slightly different from the one found for the genet, since foxes clearly show an aversion to main road vicinities, but an indifference to or even a preference for secondary roads, which may be related to the availability of food or to the use of less trafficked roads as corridors for movement (Forman & Alexander, 1998; Coffin, 2007).

According to Van Langevelde & Jaarsma (2004), traffic has a considerable effect on population and community dynamics. Fragmentation and barrier effects do not occur just because of the animals' reluctance to cross the road, but also because of vehicle collisions. Some studies have documented a reduction in density of species in habitat near roads (Mace *et al.*, 1996; Mladenoff *et al.*, 1999; Robitaille & Aubry, 2000; Nellemann *et al.*, 2003) that can also be the result of avoidance behaviour or reduction in population size due to traffic mortality (Fahrig *et al.*, 1995). The population dynamics can be evaluated if a road is examined during a few years (Hell *et al.*, 2005), and in the future it would be important to understand and estimate the cumulative impact of transportation infrastructures on species persistence and viability.

Road fatalities

Features related to high genet mortality were associated with two main factors: traffic intensity and the proportion of social areas. Concerning the former, road-kills peak at moderate traffic intensity roads, and the lowest values are in secondary roads with less than 3000 vehicles/day. In these, traffic is particularly reduced at night (< 168 vehicles/day) and, although roads do cross some high occurrence probability areas for both species, this seems not to have a high effect on their mortality. The mortality pattern registered in the present study is documented elsewhere (Iuell *et al.* 2003; Grilo *et al.*, 2009) and relates to the disturbance and barrier effect of roads with highest traffic volumes. The mortality rate is higher as traffic is greater, up to a level at which the disturbance is so high that the repulsion effect overrides the need for crossing, or makes the animals seek alternative crossing places such as culverts (Clevenger & Waltho, 1999; Mata *et al.*, 2005).

On the other hand, the proportion of social areas is negatively associated with the mortality of both species, probably due to the fact that most predators avoid the vicinity of urban areas due to lack of abundant food resources and cover, and the high levels of disturbance (Galantinho & Mira, 2008; McDonald *et al.*, 2008). They tend to use less this type of environments, as our results for fox clearly show.

The most important predictor of road mortality for foxes is its probability of occurrence, which showed a negative relation with road-kills, meaning that mortality rate is higher where the species is less likely to occur. This suggests that foxes do not cross roads randomly. In fact, considering the other significant factors affecting fox road-kills, these mostly occur in forested areas far from water courses. Concerning forest cover results, these may reveal that foxes choose these places because increased cover provides a greater sense of protection and security for animals approaching roads (Clevenger *et al.*, 2003). On the other hand, woody cover may hide the animals from the view of drivers, increasing collision probability (Finder *et al.*, 1999).

The effect of proximity to water courses (with and without riparian galleries) on decreasing road-kills is noticeable in both species. The references showing that in Mediterranean environments many carnivores often use watercourses as travel corridors for moving and for feeding, bedding and refuge habitats are vast (Finder *et al.*, 1999; Virgós, 2001; Carvalho & Gomes, 2004; Matos *et al.*, 2009). When water courses intersect roads, they are generally associated with the presence of culverts or bridges, which guarantees a safe passage and avoids collisions with vehicles. However, the low probability of road casualties near water courses is particularly evident for foxes. In the Mediterranean, foxes tend to stay away from riparian areas (Virgós, 2001; Matos *et al.*, 2009) probably as a mechanism to avoid competition with other carnivores. Our results may essentially reveal this, since in the study area several fox fatalities have been reported near culverts. In fact, despite the use of safe passages in highways (Grilo *et al.*, 2008), foxes responded with a poor use of small size culverts (Nelson Varela, personal communication). Grilo *et al.* (2009) also registered a high incidence of fox road-kills near under-road crossing places such as culverts.

Another clue derived from our results is the potential role played by fences in influencing mortality patterns. Both species' road-kills tend to occur more often in road stretches fenced only on one side. Although these results need to be supported by further data, it seems that an incomplete fencing system may promote animal movement along the road and/or its turning back, corresponding to another road crossing, which increases the chances of being run over.

Conclusions

In general, the results of the present study are in accordance with the literature which refers that vertebrate road-kills are influenced by traffic volume and landscape structure (Trombulak & Frissel, 2000; Clevenger *et al.*, 2003; Malo *et al.*, 2004; Orłowski & Nowak, 2004; Saeki & MacDonald, 2004; Seiler, 2005), though predator collision places are, to a large degree, the reflection of habitat preferences or road characteristics (Orłowski & Nowak, 2006; Grilo *et al.*, 2009). However, our findings also highlight that road-kills of the two studied species are influenced by their distribution and space use patterns. These support Roger & Ramp's (2009) suggestions concerning the importance of incorporating variables regarding occurrence and/or abundance of species in fatality models, highlighting the idea that ideally, selection of predictors should be based on a basic knowledge of species distribution patterns. Moreover, the relationship between mortality patterns and probability of occurrence is species-specific and, in the present case, with opposed tendencies for each studied species, which impedes generalizations.

The models for evaluation of road-kill probability, although significant, explained only a moderate proportion of the variation in the response variables. We believe that the variance

explained and predictive power of the models can be improved by the inclusion of more detailed habitat data and food resource availability, which have already proved to have an influence on road-kill patterns (Lindenmayer *et al.*, 1999; Manel *et al.*, 1999; Osborne *et al.*, 2001; Barrientos & Bolonio, 2008). This kind of finer-scale variables, such as food availability, grazing intensity or microhabitat, are unlikely to be captured at landscape level studies (Austin, 2002) like the present one, and should be the aim of further studies specifically designed to address this issue.

In short, several important considerations can be derived from our study: i) road-kill models, besides accounting for landscape and road characteristics, need to incorporate species occurrence patterns; ii) the inclusion of further habitat features (e.g. food availability, grazing intensity, etc.) is likely to increase the predictive power of the models and should be considered as the next step in future studies; iii) the carnivore response to roads is species-specific, so individual species-based models should be used to predict road-kills; iv) carnivore road-kills should be of particular concern in existing national roads with moderate traffic volume (3000-10000) and mitigation measures should be considered to reduce them.

Acknowledgments

We are grateful to the several landowners who allowed their land to be assessed for this study. We thank the other researchers who participated in different stages of data collecting: E. Gomes, F. Carvalho, G. Manghi, H. Marques, I. Campana, M.C. Silva and N. Varela. Helpful comments on an earlier draft were provided by A.M. Barbosa.

References

- AMDE (2003). Ortofotomapas (pixel 1m). Associação de Municípios do Distrito de Évora.
- Andrews A. (1990). Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist* 26: 130–141.
- Austin MP. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101–118.
- 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: pp. 641-646.
- Ascensão F, Mira A. (2007). Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecol Res* 22: 57-62.
- Baker PJ, Harris S, Robertson CPJ, Saunders G, White CL. (2004). Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. *Mammal Review* 34: 115–130.

Barea-Azcon JM, Virgós E, Ballesteros-Dupero E, Moleon M, Chiroso M. (2007). Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity Conservation* 16:1213–1230.

Barrientos R, Bolonio L. (2009). The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation* 18: 405-418.

Ben-Ami D, Ramp D. (2006). Modelling the effect of roads and other disturbances on wildlife populations in the peri-urban environment to facilitate long-term viability. 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. 317-322.

Blanco JC. (1998). Mamíferos de España.(1)Insectívoros Primates y Carnívoros de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. Editorial Planeta, Barcelona (España). 457 pp.

Cabral MJ (coord.), Almeida J, Almeida PR, Dellinger T, Ferrand de Almeida N, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queiroz AI, Rogado L, Santos-Reis M (eds). (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*, 2nd edn. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio Alvim, Lisboa.

Cain AT, Tuovila VR, Hewitt DG, Tewes ME. (2003). Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114: 189–197.

Calzada J. (2002) *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758). In: Palomo LJ and Gisbert J (eds). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM. SECEMU, Madrid, pp 290–293.

Carvalho JC, Gomes P. (2001). Food habits and trophic niche overlap of the red fox, european wild cat and common genet in the Peneda-Gerês National Park. *Galemys* 13(2): 39-48.

Carvalho JC, Gomes P. (2004). Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). *J. Zool.*, 263: 275–283.

Cavallini P, Lovari S. (1991). Environmental Factors influencing the use of habitat in the Red Fox, *Vulpes vulpes* (L., 1758). *J. Zool.* 223: 323–339.

Cavallini P, Lovari S. (1994). Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica* 39(3): 279-287.

Clarke GP, White PCL, Harris S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86, 117–124.

Clevenger AP, Waltho N. (1999). Dry drainage culvert use and design considerations for small and medium-sized mammal movement across a major transportation corridor. *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation* (eds G. L. Evinuk, P. Garrett & D. Ziegler), pp. 263–278. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL.

Clevenger AP, Waltho N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Baniff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14 (1): 47-56.

Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson K. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.

Clevenger AP, Kociolek AV. (2006). Highway median impacts on wildlife movement and mortality: State of the practice survey and gap analysis. Prepared for California Department of Transportation, Sacramento, California. 129pp.

- Coffin A. W. (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396–406
- Cypher BL, Bjurlin CD, Nelson JL. (2005). Effects of two-lane roads on endangered San Joaquin Kit Foxes. California State University, Stanislaus Endangered Species Recovery Program Unpublished report. California Department of Transportation.
- Delibes M, Fernández J, Villafuerte R, Ferreras P. (2008). Feeding responses of the red fox (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: a regional approach. *European Journal Wildlife Research* 54:71–78.
- E.P. (2005). Recenseamento do tráfego – Évora. Estradas de Portugal, E.P.E.
- Espírito-Santo C, Rosalino LM, Santos-Reis M. (2007). Factors affecting the placement of common genet latrine sites in a Mediterranean landscape in Portugal. *J Mammal* 88(1):201–207.
- ESRI. (2006). ArcGIS 9.2. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Fahrig L, Pedlar JH, Pope SE, Taylor PD, Wegner JF. (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.* 74, 177–182.
- Finder RA, Roseberry JL, Woolf A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44: 77–85.
- Ford AT, Fahrig L. (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part. D* 12: 498–505
- Forman RTT, Alexander LE. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of ecology and systematics* 29: 207–231.
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L., France R., Goldman CR, Heanue K, Jones JA, Swanson FJ, Turrentine T, Winter TC. (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press. Washington.
- Galantinho A, Mira A. (2008) - The influence of human, livestock, and ecological features on the occurrence of genet (*Genetta genetta*): a case study on Mediterranean farmland. *Ecological Research* DOI 10.1007/s11284-008-0538-5.
- Gaubert P, Jiguet F, Bayle P, Angelici FM. (2008). Has the common genet (*Genetta genetta*) spread into south-eastern France and Italy?. *Ital J Zool (Modena)* 75(1):43–57.
- Gehring TM, Swihart RK. (2003). Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283–295.
- Ginsberg JR. (2001). Setting priorities for carnivore conservation: what makes carnivores different? *In*: Gittleman JL, Funk SM, Macdonald D, Wayne RK (eds) *Carnivore conservation. Conservation Biology Volume 5*. The Zoological Society of London, Cambridge University Press, Cambridge, pp 498–523.
- Gomes L, Grilo C, Silva C, Mira A. (2009). Identification methods and deterministic factors. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research* 24: 355–370. DOI 10.1007/s11284-008-0515-z
- Gortázar C. (2002) *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758). *In*: Palomo LJ, Gisbert J (eds) *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM SECEMU, Madrid, pp 242–245.

- Grilo C, Bissonette JA, Santos-Reis M. (2008). Response of Carnivores to existing highways culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17: 1685-1699.
- Grilo C, Bissonette JA, Santos-Reis M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142:301-313 DOI:10.1016/j.biocon.2008.10.026
- Hell P, Plavý R, Slamecka J, Gasparík J. (2005). Losses of mammals (Mammalia) and birds (Aves) on roads in the Slovak part of the Danube Basin. *European Journal Wildlife Research* 51: 35-40.
- Highland Statistics (2006). Brodgar 2.5.6. Scotland.
- Hosmer D, Lemeshow S. (2000). *Applied Logistic Regression*, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- ICN. (2006). Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Instituto para a Conservação da Natureza, Lisboa.
- Iuell B, Bekker GJ, Cuperus R, Dufek J, Fry G, Hicks C, Hlavac V, Keller V, Rosell C, Sangwine T, Tørsløv N, Wandall BI, (2003). *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. KNNV Publishers. 172 pp.
- Jaarsma CF, Van Langevelde F, Botma H. (2006). Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research Part D* 11: 264-276.
- Jaarsma CF, Van Langevelde F, Baveco JM, Van Eupen M, Arisz J. (2007). Model for rural transportation planning considering simulating mobility and traffic kills in the badger *Meles meles*. *Ecological Informatics* 2: 73-82.
- Jaeger JAG, Fahrig L. (2004). Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conservation Biology* 18 (6): 1651-1657.
- Jepsen JU, Madsen AB, Karlsson M, Groth D. (2005). Predicting distribution and density of European badger (*Meles meles*) setts in Denmark. *Biodiversity and Conservation*, 14:3235-3253. DOI 10.1007/s10531-004-0444-2 -1
- Larivière S, Calzada J. (2001) *Mammalian Species* No. 680, pp. 1-6. American Society of Mammalogists.
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, McCarthy MA. (1999). The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-eastern Australia. VIII. Landscape analysis of the occurrence of arboreal marsupials - *Biological Conservation* 89: 83-92
- Mace RD, Waller JS, Manley TL, Lyon LJ, Zuuring H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *J. Appl. Ecol.* 33, 1395-1404.
- Malo JE, Suárez F, Díez A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models?. *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Manel S, Dias JM, Buckton ST, Ormerod SJ. (1999). Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology* 36:734-747.

- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ. (2001). Evaluating presence absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38:921–931.
- Mata C, Hervas I, Herranz J, Suárez F, Malo JE. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124: 397–405.
- Mata C, Hervas I, Herranz J, Suárez F, Malo JE. (2008). Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88(3): 407–15.
- Matos HM, Santos MJ, Palomares F, Santos-Reis M. (2009). Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation* 18(2): p.373.
- McDonald WR, St. Clair CC. (2004). The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. *Oikos*, 105: 397–407.
- McDonald PT, Nielsen CK, Oyana TJ, Sun W. (2008) Modelling habitat overlap among sympatric mesocarnivores in southern Illinois, USA. *Ecological modelling* 215: 276–286.
- Mcgregor RL, Bender BJ, Fahrig L. (2008). Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of applied Ecology*, 45: 117–123.
- Mestre F, Ferreira JP, Mira A. (2007). Modelling the distribution of the European Polecat *Mustela putorius* in a Mediterranean Agricultural Landscape. *Rev. Écol. (Terre Vie)* 62: 35–47.
- Meriggi A, Rosa P. (1991). Factors affecting the distribution of fox dens in northern Italy. *Hystrix*, 3:31–39.
- Mikusiński G, Seiler A, Angelstam P, Blicharska M, Törnblom J. (2007). Indicators and focal species for evaluating ecological effects of transport infrastructure. In: B. Jackowiak (ed.). *Influence of Transport Infrastructure on Nature*. General Directorate of National Roads and Motorways, Warszawa - Poznań - Lublin. Pp. 31–38.
- Mladenoff DJ, Sickley TA, Wydeven AP. (1999). Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data. *Ecol. Appl.* 9, 37–44.
- Munuera DC, Llobet FL. (2004). Space use of common genets *Genetta genetta* in a Mediterranean habitat of northeastern Spain: differences between sexes and seasons - *Acta Theriologica* 49 (4): 491–502.
- Nellemann C, Vistnes I, Jordhoy P, Strand O, Newton A. (2003). Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biol. Conserv.* 113, 307–317.
- Orlowski G, Nowak L. (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology* 53 (2): 1–11.
- Osborne, P.E. & Tigar, B.J. (1992). Interpreting bird atlas data using logistic models: an example from Lesotho, Southern Africa. *Journal of Applied Ecology* 29: 55–62.
- Osborne PE, Alonso JC, Bryant RG. (2001). Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology* 38: 458–471.
- Padial JM, Avila E, Gil-Sanchez JM. (2002). Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, 67: 137–146.

- Palomares F, Delibes M. (1994). Spatio-temporal ecology and behavior of European genet in southwestern Spain. *J Mammal* 75(3):714–724.
- Pearce J, Ferrier S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225–245.
- Pearce J, Ferrier S. (2001). The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biol. Conserv.* 98: 33–43.
- Pita R, Mira A, Moreira F, Morgado R, Beja P. (*in press*). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland Agric. Ecosyst. Environ. (2009), doi:10.1016/j.agee.2009.02.008
- Ramp D, Caldwell J, Edwards KA, Warton D, Croft DB. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474–490.
- Ramp D, Wilson VK, Croft DB (2006). Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Roadbased fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129: 348–359.
- Randa LA, Yunker JA. (2006). Carnivore occurrence along an urban-rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy* 87(6):1154–1164.
- Real R, Barbosa AM, Rodríguez A, García FJ, Vargas JM, Palomo LJ, Delibes M. *in press*. Conservation biogeography of ecologically-interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions*, doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00546.x.
- Rico A, Kindlmann P, Sedlacek F. (2007). Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zool.*, 56(1): 1–12.
- Rivas-Martínez S, Loidi J. (1999). Biogeography of the Iberian Peninsula. *Itinera Geobotanica*, 13:49–67.
- Robitaille JF, Aubry K. (2000). Occurrence and activity of American martens *Martes americana* in relation to roads and other routes. *Acta Theriol.* 45, 137–143.
- Roedenbeck IA, Fahrig L, Findlay CS, Houlahan JE, Jaeger JAG, Klar N, Kramer-Schadt S, Van der Grift EA. (2007). The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society* 12(1): 11 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/>
- Roger E, Ramp D. (2009) Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions* 15: 222–231 DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00523.x
- Rosalino LM, Santos-Reis M. (2002). Feeding habits of the common genet *Genetta genetta* (Carnivora: Viverridae) in a semi-natural landscape of central Portugal. *Mammalia* 66:195–205.
- Rytwinski T, Fahrig L. (2007). Effect of road density on abundance of white-footed mice. *Landscape Ecol* 22:1501–1512.
- Saeki M, Macdonald DW. (2004). The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559–571.
- Santos MJ, Pinto BM, Santos-Reis M. (2007). Trophic niche partitioning between two native and two exotic carnivores in SW Portugal. *Web Ecol* 7:53–62

- Santos-Reis M, Mathias ML. (1998). The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystrix* 8:75–89.
- Santos-Reis M, Santos MJ, Lourenço S, Marques JT, Pereira I, Pinto B. (2004). Relationships between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. In: Harrison DJ, Fuller AK, Proulx G. (Eds.), *Marten and fishers (Martes) in human-altered environments: an international perspective*. Springer Science and Business Media Inc., New York, pp. 147–172.
- Seiler A. (2002). Effects of infrastructure on nature. In Anonymous, 2003. COST 341. Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. The European review. European Commission, Directorate-General for Research, Brussel.
- Seiler A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal Applied Ecology* 42:371–382.
- Spellerberg IF. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317–333.
- Sunquist ME, Sunquist FC. (2001). Changing landscapes: consequences for carnivores. In: Gittleman JL, Funk SM, MacDonald DW, Wayne RK (eds) *Carnivore conservation*. Conservation Biology Volume 5. Cambridge University Press, pp 399–418.
- Van Langevelde F, Jaarsma CF. (2004). Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology* 19: 895–907.
- Van Langevelde F, Van Dooremalen C, Jaarsma CF. (2009). Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management* 90: 660–667.
- Virgós E. (2001). Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodivers Conserv* 10: 1039–1049.
- Virgós E. (2002). Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes. *Can. J. Zool.* 80: 430–435.
- Virgós E, Casanovas G. (1997). Habitat selection of *Genetta genetta* in the mountains of central Spain. *Acta Theriol (Warsz)* 42(2):169–177.
- Virgós E, Llorente M, Cortés Y. (1999). Geographical variation in genet (*Genetta genetta* L.). diet: a literature review. *Mammal Rev* 292:119–128.
- Virgós E, Romero T, Mangas JG. (2001). Factors determining “gaps” in the distribution of a small carnivore, the common genet (*Genetta genetta*), in central Spain. *Can J Zool* 79:1544–1551.
- Virgós E, Tellería J, Santos T. (2002). A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11: 1063–1079.
- Trombulak SC, Frissell CA. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18–30.
- Zar JH. (1999). *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Prentice Hall, Inc., NJ.
- Zielinski WJ, Kucera TE (Eds.). (1995). *American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: Survey Methods for Their Detection*. USDA Forest Service General Technical Report PSW GTR-157.
- Zuur AF, Ieno EN, Smith GM. (2007). *Analysing Ecological Data*. Springer. 680p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conhecimento dos factores que influenciam a mortalidade por atropelamento de mamíferos carnívoros é um aspecto fundamental na gestão do ambiente rodoviário, visando a implementação de medidas de mitigação de impactos eficazes. Nesta perspectiva a monitorização da ocorrência de espécies e dos seus movimentos é uma informação vital para o desenvolvimento modelos robustos de *hotspots* de mortalidade, sendo que a ausência destas variáveis diminui a capacidade de compreender o papel determinante das características de habitat na distribuição das espécies e susceptibilidade ao atropelamento rodoviário (Roger & Ramp, 2009).

Os nossos resultados evidenciaram a necessidade de ter em linha de conta informação sobre a ocorrência da espécie na análise dos factores que determinam a sua mortalidade por atropelamento. No entanto, a relação entre a ocorrência e os padrões de mortalidade tem aparentemente um carácter único para cada espécie, o que evidencia a necessidade de desenvolver modelos específicos e impossibilita o uso de generalizações. Além disso, outros factores se revelaram importantes na previsão da ocorrência de mortalidade de ambas as espécies, nomeadamente o aumento do volume de tráfego, com a mortalidade a ser maior em rodovias com moderada intensidade de tráfego (3000 a 10000 veículos/dia); a presença e extensão de áreas ripícolas na periferia da estrada, a presença de áreas florestais e a ausência de perturbação humana a contribuírem para um aumento do número de atropelamentos. Os nossos resultados sugerem ainda que a existência e localização da vedação ao longo da estrada deve ser uma característica a considerar, uma vez que aparentemente um sistema de cercas apenas num dos lados da rodovia pode funcionar como uma armadilha, levando ao aumento da mortalidade por atropelamento de alguns carnívoros. A relação encontrada porém não é estatisticamente significativa e necessita, portanto, de confirmação.

Probabilidade de Ocorrência

A metodologia utilizada para monitorização de dados relativos à ocorrência das espécies – *track plates* – revelou resultados satisfatórios, com a vantagem importante dos resultados de campo poderem ser guardados para futura análise. Este factor minimiza o efeito de haver diferentes observadores em trabalho de campo. No entanto, apesar dos bons resultados obtidos com este método, não foi possível modelar a ocorrência utilizando os dados de abundância relativa, devido ao elevado número de zeros e à baixa variabilidade do número de respostas, tendo-se optado por uma abordagem binária (Presença/Ausência). Neste caso, usou-se a probabilidade de ocorrência como um indicador da abundância da espécie (Pearce & Ferrier, 2001; Jepsen *et al.*, 2005; Real *et al.*, *in press*).

É também necessário salientar que, para além dos descritores de paisagem e grau de humanização analisados no presente estudo, diversos outros factores, tais como a disponibilidade de presas, o risco de predação, etc., que não foram ponderados no presente estudo, poderão influenciar significativamente a ocorrência e distribuição das espécies (Cavallini & Lovari, 1991; Virgós *et al.*, 2001, 2002; Padial *et al.*, 2002; Espírito-Santo *et al.*, 2007). Assim é de supor que a inclusão destas variáveis aumente o ajustamento e poder explicativos dos modelos.

A probabilidade de ocorrência da geneta é maior em áreas florestais, com elevada densidade de orlas. Esta espécie é tradicionalmente reconhecida como especialista no que diz respeito aos habitats, estando associada a zonas de "montados" e corredores ripícolas (Santos-Reis *et al.*, 2004), sendo igualmente favorecida pela presença de uma cobertura arbustiva densa (Palomares & Delibes, 1994; Virgós & Casanovas, 1997; Virgós *et al.*, 2001; Galantinho & Mira, 2008). Estas "preferências" deverão reflectir um compromisso entre disponibilidades alimentares (principalmente pequenos mamíferos) e uma cobertura vegetal que lhes garanta protecção e locais de descanso. Não obstante, a variável mais significativa no modelo de regressão logística foi a densidade de orlas, à qual está geralmente associada uma maior variedade de recursos alimentares e uma proximidade a habitat de refúgio (Finder *et al.*, 1999; Gehring & Swihart, 2003). A ocorrência de geneta é também favorecida pela presença de ribeiras sem galeria ripícola. Este resultado é aparentemente contraditório uma vez que esta espécie ocorre com frequência em corredores com galerias ripícolas (Palomares & Delibes, 1994; Carvalho & Gomes, 2004; Matos *et al.*, 2009). No entanto, Virgós & Casanovas (1997), referem que esta associação nem sempre se verifica e pode depender do tipo de habitat envolvente. No local de estudo, as ribeiras sem galeria ripícola ou com uma galeria fragmentada estão frequentemente associadas a uma matriz de habitat abertos, como por exemplo, áreas cultivadas e sem árvores ou matos. É possível que nestas circunstâncias as depressões no terreno associadas às ribeiras, e a maior densidade de cobertura do solo (embora apenas por herbáceas e matos baixos), proporcionem condições mais favoráveis para a geneta que as áreas envolventes (Palomares & Delibes, 1994; Virgós, 2001; Santos *et al.*, 2007). Com efeito, nestas condições, espécies com dietas mais amplas tendem a fazer um uso mais completo dos habitats fora da matriz (Gehring & Swihart, 2003).

Quanto à ocorrência da raposa, não foi identificado nenhum padrão no que diz respeito às "preferências" por qualquer tipo de uso do solo. Como Gehring (2000, em Gehring & Swihart, 2003) já havia sugerido, as raposas parecem capazes de avaliar todos os componentes da paisagem e mover-se de forma relativamente livre através dos seus elementos. Desta forma, os indivíduos desta espécie são capazes de explorar vastas áreas, tais como zonas florestais e pastagens (Carvalho & Gomes, 2001) enquanto que outras espécies de carnívoros estão mais dependentes de pequenos elementos lineares e manchas florestais nas proximidades de zonas

húmidas. No entanto, de acordo com nossos resultados, a maioria das presenças de raposa tende a ocorrer afastada de albufeiras e corredores ripícolas corroborando os resultados de Matos *et al.*, (2009). Este resultado sugere uma estratégia no sentido de evitar perturbações e competição com outras espécies de pequenos carnívoros, uma vez que os habitats ripícolas consistentemente apresentam uma maior riqueza específica e valores mais elevados de abundância relativa para a maioria dos outros carnívoros, comparativamente com a matriz adjacente (Virgós, 2001; Matos *et al.*, 2009). Os resultados obtidos também revelaram que a ocorrência de raposas é favorecida em áreas de menor perturbação humana (estradas nacionais e zonas urbanas). Este padrão preferencial já havia sido descrito em outros estudos (Meriggi & Rosa, 1991; Randa & Yunker, 2006; Espírito-Santo *et al.*, 2007; Pita *et al.*, *in press*).

A tendência esperada de que as estruturas rodoviárias têm influência na distribuição das espécies, é suportada pelos nossos resultados, o que demonstra a importância dos descritores das estradas na modelação de ocorrência das espécies. De acordo com os resultados dos modelos, a ocorrência de geneta na área de estudo parece depender menos das variáveis relacionadas com a estrada do que de outras características ecológicas e/ou de paisagem. Todavia, a influência das estradas na ocorrência desta espécie é observável nos mapas de distribuição. De uma forma geral as áreas de maior probabilidade de ocorrência das espécies parecem ser limitadas por estradas, em particular aquelas que apresentam densidades de tráfego moderadas ou elevadas. Verifica-se ainda uma clara diferença nos padrões de ocorrência da espécie a Norte e a Sul da auto-estrada A6, que embora possa ser parcialmente explicada pelos padrões de uso do solo, também demonstra a influência da presença de rodovias, em particular na zona central, em redor da albufeira dos minutos totalmente circundada por estradas. Um estudo desenvolvido recentemente na periferia da área de estudo (Galantinho & Mira, 2008) e os projectos de telemetria a decorrer na mesma área, revelam que efectivamente os indivíduos adultos de geneta raramente atravessam as estradas, fazendo destas infra-estruturas o limite das suas áreas vitais (Patrícia Ramalho, comunicação pessoal). Este efeito "barreira" tem sido extensivamente apontado, juntamente com a mortalidade por atropelamento, como um dos principais impactos negativos causados pelas estradas (Forman & Alexander, 1998; Spellenberg, 1998; Trombulak & Frissel, 2000; Forman *et al.*, 2003; Coffin, 2007), alterando a estrutura e funções das comunidades (Cypher *et al.*, 2005) e constituindo um dos primeiros passos para o isolamento e posterior declínio populacional (McDonald & St. Clair, 2004; Mata *et al.*, 2008; Rico *et al.*, 2007; McGregor *et al.*, 2008).

A influência das estradas na probabilidade de ocorrência de raposa é ligeiramente diferente da encontrada para a geneta, já que as raposas claramente demonstram uma aversão às estradas principais e à sua vizinhança, e uma indiferença ou mesmo uma preferência pela proximidade de estradas secundárias. Este facto poderá estar relacionado com a

disponibilidade de alimento ou com a utilização das estradas menos movimentadas como corredores de dispersão (Forman & Alexander, 1998; Coffin, 2007).

Segundo Van Langevelde & Jaarsma (2004), a densidade de tráfego tem um efeito considerável na dinâmica das populações e das comunidades. Os efeitos de fragmentação e barreira não ocorrem apenas devido à relutância dos animais em atravessar a estrada, mas também devido à colisão com veículos. Alguns estudos têm documentado reduções na densidade de espécies em habitats próximos de estradas (Mace *et al.*, 1996; Mladenoff *et al.*, 1999; Robitaille & Aubry, 2000; Nellemann *et al.*, 2003), o que pode reflectir um comportamento de aversão, ou uma redução no tamanho da população devido à mortalidade por atropelamento (Fahrig *et al.*, 1995).

Mortalidade por atropelamento

As características espaciais relacionadas com a mortalidade de geneta estão associadas com dois factores: densidade de tráfego e proporção de áreas sociais. Relativamente à primeira, a mortalidade atinge valores máximos em estradas com intensidade de tráfego moderada a elevada, e valores mínimos em estradas secundárias com menos de 3000 veículos/dia. Nestas últimas o tráfego é particularmente reduzido durante a noite (< 168 veículos/dia) e apesar de atravessarem áreas de elevada probabilidade de ocorrência para ambas as espécies, aparentemente não têm um grande efeito na sua mortalidade. Este padrão de mortalidade foi já documentado (Iuell *et al.*, 2003; Grilo *et al.*, 2009) e está relacionado com a perturbação e o efeito barreira das estradas com maiores volumes de tráfego. A taxa de mortalidade aumenta com a intensidade de tráfego, até um certo nível, a partir do qual a perturbação se torna tão elevada que o efeito de repulsa se sobrepõe à necessidade de passagem, ou leva os animais a procurar locais alternativos de atravessamento como as passagens hidráulicas (Clevenger & Waltho, 1999; Mata *et al.*, 2005).

Por outro lado, a proporção de áreas sociais está negativamente associada com mortalidade de ambas as espécies, provavelmente devido ao facto de a maioria dos predadores evitar as proximidades de zonas urbanas devido à falta de recursos alimentares e cobertura e aos altos níveis da perturbação humana (Galantinho & Mira, 2008; McDonald *et al.*, 2008).

A variável mais importante na previsão da mortalidade de raposas foi a probabilidade de ocorrência da espécie, com uma relação negativa entre ambas, o que sugere que as raposas não atravessam as estradas de forma aleatória e poderão seleccionar locais com características específicas para realizar este atravessamento. De facto, considerando outros factores que afectam significativamente a mortalidade por atropelamento desta espécie, verifica-se um padrão, já que maioritariamente ocorre em áreas florestais e afastadas de cursos de água. Relativamente aos resultados de cobertura arbórea/florestal, crê-se que o aumento da

cobertura arbustiva proporciona um maior sentido de protecção e segurança para os animais se aproximarem das estradas (Clevenger *et al.*, 2003). Por outro lado e de acordo com Finder *et al.* (1999) essa cobertura pode esconder os animais da visão dos condutores, aumentando a probabilidade de colisão.

O efeito de proximidade de corredores ripícolas e ribeiras, mesmo sem galerias, na ausência de mortalidade é observável para ambas as espécies. A literatura demonstra que em ambiente Mediterrânico muitos carnívoros utilizam habitualmente cursos de água como corredores de deslocação, como áreas de alimentação, e como habitats de refúgio e descanso (Finder *et al.*, 1999; Virgós, 2001, Matos *et al.*, 2009). Quando estes corredores, particularmente os de maiores dimensões cruzam as estradas, estão geralmente associados à presença de passagens hidráulicas ou pontes que garantem uma passagem segura, evitando a colisão com veículos. Contudo a baixa probabilidade de atropelamento nas proximidades de cursos de água é particularmente evidente para raposas. Em habitats mediterrânicos, os indivíduos desta espécie tendem a manter-se afastados das áreas ripícolas (Virgós, 2001; Matos *et al.*, 2009) provavelmente para evitar competição com outros carnívoros. Os nossos resultados podem, por isso, também reflectir este tipo de comportamento, já que na área de estudo vários atropelamentos de raposa foram reportados perto de passagens hidráulicas. Efectivamente, apesar de usarem habitualmente passagens seguras (viadutos e passagens hidráulicas) em auto-estradas (Grilo *et al.*, 2008), as raposas respondem negativamente ao uso de passagens hidráulicas de pequenas dimensões (Varela, 2007). Em consonância com estes resultados Grilo *et al.* (2009) registaram uma maior incidência de mortalidade por atropelamento perto de locais de passagem tais como passagens hidráulicas ou subterrâneas.

Outro resultado sugerido pela nossa análise é o potencial papel desempenhado pela vedação existente ao longo da estrada, nos padrões de mortalidade. A mortalidade de ambas as espécies tende a ser mais elevada em segmentos de estrada vedados (com rede ovelheira ou com malha de menores dimensões) apenas de um dos lados da estrada. Apesar destes resultados necessitarem de ser suportados estatisticamente com novos dados, aparentemente um sistema de vedação incompleto pode promover movimentos erráticos ao longo da estrada e/ou um novo atravessamento, aumentando as hipóteses do animal ser atropelado.

Conclusões

De uma maneira geral, os resultados do presente estudo estão de acordo com os referidos na bibliografia que sugerem que o nível global de atropelamentos de vertebrados é influenciado principalmente pelo volume de tráfego e pela estrutura da paisagem (Trombulak & Frissel, 2000, Clevenger *et al.*, 2003, Malo *et al.*, 2004; Orłowski & Nowak 2004, Saeki & Macdonald, 2004; Seiler 2005), embora os locais de colisão de predadores sejam, em grande medida, o reflexo das preferências de habitat ou de características específicas da estrada (Orłowski &

Nowak, 2006; Grilo *et al.*, 2009). No entanto, os nossos resultados também destacaram a influência dos padrões de distribuição na mortalidade por atropelamento das duas espécies estudadas. Este resultado suporta as sugestões de Roger & Ramp (2009) relativamente à importância de incorporar variáveis de ocorrência e/ou abundância da espécie aquando da modelação da sua mortalidade, salientando a ideia de que idealmente o conjunto de variáveis explicativas deverá incluir algumas relativas aos padrões de distribuição da espécie. Além do mais, a relação entre os padrões de mortalidade e a probabilidade de ocorrência é única para cada espécie, e no presente caso com tendências opostas, o que impede que se façam generalizações.

Os modelos de avaliação da probabilidade de mortalidade, apesar de significativos, explicam apenas uma pequena porção da variação das variáveis resposta. Pensa-se que a variância explicada e o sucesso preditivo do modelo poderia, no entanto, ser melhorado através da inclusão de dados mais detalhados de habitat (Lindenmayer *et al.*, 1999; Manel *et al.*, 1999; Osborne *et al.*, 2001) e distribuição dos recursos alimentares (Barrientos & Bolonio, 2009). Porém algumas variáveis de habitat de escala mais fina, tais como a disponibilidade de alimento, pastoreio ou caracterização da vegetação ao nível do microhabitat não são susceptíveis de ser obtidas ao nível da paisagem (Austin, 2002) como as restantes variáveis usadas neste estudo, o que impossibilitou a sua utilização nos modelos. Este facto deverá ser considerado aquando da definição dos objectivos em estudos futuros particularmente desenhados para relacionar os modelos de ocorrência/abundância da espécies com risco de atropelamento.

Em suma, algumas das conclusões mais relevantes que podem ser retiradas do presente estudo são: i) os modelos de mortalidade por atropelamento, para além de considerarem características de paisagem e de estrada, devem incorporar os padrões de ocorrência das espécies; ii) a inclusão de outras variáveis de habitat, tais como a disponibilidade de alimento e perturbação (pastoreio, predação, etc.) poderão possivelmente aumentar o poder preditivo dos modelos devendo portanto ser consideradas em próximos estudos; iii) a resposta das espécies de mamíferos carnívoros às infra-estruturas rodoviárias é específica, pelo que preferencialmente devem ser usados modelos individuais por espécie na previsão de mortalidade por atropelamento; iv) a mortalidade de mamíferos carnívoros merece particular atenção nas estradas nacionais existentes, com volumes de tráfego moderados (3000-10000), onde devem ser consideradas medidas de mitigação.

AGRADECIMENTOS

Um agradecimento desde já ao Professor António Mira, que me acolheu na UBC de braços abertos permitindo-me realizar este estudo, que encaixava na perfeição naquilo que eu pretendia do mestrado. Pelo brilho nos olhos em cada análise dos dados ou em cada resultado de campo. Pelo incentivo e camaradagem com que sempre me presenteou. Um obrigado também ao Dr. Pedro Beja, pela co-orientação.

Às inúmeras pessoas que participaram no trabalho de campo deste enorme projecto com tantos ramos: Ana Galantinho, Filipe Carvalho, Nelson Varela, Luís Gomes, Sandra Alcobia, Paula Gonçalves, Giovanni Manghi, mas com um particular abraço aos meus companheiros de campo: Lena Marques, Edgar Gomes, Carmo Silva e Ilaria Campana. E ainda à Márcia Barbosa pela revisão do artigo em inglês.

Aos proprietários e gestores dos quase 40mil hectares da área de estudo, desde o simples caseiro à realeza, que afavelmente nos permitiram circular de 4 em 4 dias nas suas terras, levando uma nuvem de pó atrás, durante uns belos e quentes 3 meses.

Aos mais interessados neste estudo, que em troca de uns fantásticos nacos de carne, nos deixaram os seus genuínos autógrafos.

Aos amigos mais próximos que estão sempre lá, e aos quais devo em grande parte a sanidade mental, mesmo nas alturas mais apertadas.

À minha família, às três mulheres da minha vida, sem as quais não teria chegado onde cheguei. Ao Giovanni, que me deu toda a força para recomeçar esta nova etapa e que ainda por cima atura o meu mau feitio, os meus devaneios e o meu parasitismo.

E finalmente o agradecimento mais sentido e que ficará por dar, ao meu pai, a quem dedico tudo o que faço, por me ter mostrado a importância de nunca desistir, especialmente nas alturas e decisões mais difíceis, e por me ter ensinado a ver o Mundo com olhos de ver e a aproveitar cada momento como se fosse o último.

A todos, obrigada!!!

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMDE (2003). Ortofotomapas (pixel 1m). Associação de Municípios do Distrito de Évora.
- Andrews A. (1990). Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist* 26: 130–141.
- Austin MP. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101–118.
- 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: pp. 641–646.
- Ascensão F, Mira A. (2007). Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecol Res* 22: 57–62.
- Baker PJ, Harris S, Robertson CPJ, Saunders G, White CL. (2004). Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. *Mammal Review* 34: 115–130.
- Barea-Azcon JM, Virgós E, Ballesteros-Dupero E, Moleon M, Chiroso M. (2007). Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity Conservation* 16:1213–1230.
- Barrientos R, Bolonio L. (2009). The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation* 18: 405–418.
- Ben-Ami D, Ramp D. (2006). Modelling the effect of roads and other disturbances on wildlife populations in the peri-urban environment to facilitate long-term viability. 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. 317–322.
- Belant JL. (2007). Evaluation of two covered track stations to detect forest carnivores. *Small carnivore conservation* 36: 42–45.
- Blanco JC. (1998). Mamíferos de España.(1)Insectívoros Primates y Carnívoros de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. Editorial Planeta, Barcelona (España). 457 pp.
- Cabral MJ (coord.), Almeida J, Almeida PR, Dellinger T, Ferrand de Almeida N, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queiroz AI, Rogado L, Santos-Reis M (eds). (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*, 2nd edn. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio Alvim, Lisboa.
- Cain AT, Tuovila VR, Hewitt DG, Tewes ME. (2003). Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114: 189–197.
- Calzada J. (2002) *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758). In: Palomo LJ and Gisbert J (eds). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM. SECEMU, Madrid, pp 290–293.
- Carvalho FG. (2009). Factores determinantes na mortalidade de vertebrados em rodovias – Factors determining vertebrate roadkills. Tese de Mestrado em Biologia da Conservação. Universidade de Évora. Évora.

- Carvalho JC, Gomes P. (2001). Food habits and trophic niche overlap of the red fox, european wild cat and common genet in the Peneda-Gerês National Park. *Galemys* 13(2): 39-48.
- Carvalho JC, Gomes P. (2004). Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). *J. Zool.*, 263: 275-283.
- Cavallini P, Lovari S. (1991). Environmental Factors influencing the use of habitat in the Red Fox, *Vulpes vulpes* (L., 1758). *J. Zool.* 223: 323-339.
- Cavallini P, Lovari S. (1994). Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica* 39(3): 279-287.
- Clarke GP, White PCL, Harris S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86, 117-124.
- Clevenger AP, Waltho N. (1999). Dry drainage culvert use and design considerations for small and medium-sized mammal movement across a major transportation corridor. *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation* (eds G. L. Evinuk, P. Garrett & D. Ziegler), pp. 263-278. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL.
- Clevenger AP, Waltho N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Baniff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14 (1): 47-56.
- Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson K. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Clevenger AP, Kociolek AV. (2006). Highway median impacts on wildlife movement and mortality: State of the practice survey and gap analysis. Prepared for California Department of Transportation, Sacramento, California. 129pp.
- Coffin A. W. (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396-406
- Cypher BL, Bjurlin CD, Nelson JL. (2005). Effects of two-lane roads on endangered San Joaquin Kit Foxes. California State University, Stanislaus Endangered Species Recovery Program Unpublished report. California Department of Transportation.
- Delibes M, Rodríguez A, Ferreras P. 2000. Action Plan for the Conservation of Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Europe – Berna. Council of Europe Publishing, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention).
- Delibes M, Fernández J, Villafuerte R, Ferreras P. (2008). Feeding responses of the red fox (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: a regional approach. *European Journal Wildlife Research* 54:71-78.
- Dodd K, Barichivich WJ, Smith LL. (2004) Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily travelled highway in Florida . *Biological Conservation*, 118: 619-631.
- E.P. (2005). Recenseamento do tráfego – Évora. Estradas de Portugal, E.P.E.
- Espírito-Santo C, Rosalino LM, Santos-Reis M. (2007). Factors affecting the placement of common genet latrine sites in a Mediterranean landscape in Portugal. *J Mammal* 88(1):201-207.
- ESRI. (2006). ArcGIS 9.2. Environmental Systems Research Institute, Inc.

- Fahrig L, Pedlar JH, Pope SE, Taylor PD, Wegner JF. (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.* 74, 177–182.
- Finder RA, Roseberry JL, Woolf A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44: 77–85.
- Ford AT, Fahrig L. (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part. D* 12: 498–505
- Forman RTT, Alexander LE. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of ecology and systematics* 29: 207–231.
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L, France R., Goldman CR, Heanue K, Jones JA, Swanson FJ, Turrentine T, Winter TC. (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press. Washington.
- Galantinho A, Mira A. (2008) - The influence of human, livestock, and ecological features on the occurrence of genet (*Genetta genetta*): a case study on Mediterranean farmland. *Ecological Research* DOI 10.1007/s11284-008-0538-5.
- Gaubert P, Jiguet F, Bayle P, Angelici FM. (2008). Has the common genet (*Genetta genetta*) spread into south-eastern France and Italy?. *Ital J Zool (Modena)* 75(1):43–57.
- Gehring TM, Swihart RK. (2003). Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283–295.
- Ginsberg JR. (2001). Setting priorities for carnivore conservation: what makes carnivores different? *In*: Gittleman JL, Funk SM, Macdonald D, Wayne RK (eds) *Carnivore conservation. Conservation Biology Volume 5*. The Zoological Society of London, Cambridge University Press, Cambridge, pp 498–523.
- Gittleman JL, Funk SM, Macdonald DW, Wayne RK. (2001). *Carnivore Conservation. Conservation Biology* 5. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gomes L, Grilo C, Silva C, Mira A. (2009). Identification methods and deterministic factors. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research* 24: 355–370. DOI 10.1007/s11284-008-0515-z
- Gortázar C. (2002) *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758). *In*: Palomo LJ, Gisbert J (eds) *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM SECEMU, Madrid, pp 242–245.
- Grilo C, Bissonette JA, Santos-Reis M. (2008). Response of Carnivores to existing highways culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17: 1685–1699.
- Grilo C, Bissonette JA, Santos-Reis M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142:301–313 DOI:10.1016/j.biocon.2008.10.026
- Hell P, Plavý R, Slamecka J, Gasparík J. (2005). Losses of mammals (Mammalia) and birds (Aves) on roads in the Slovak part of the Danube Basin. *European Journal Wildlife Research* 51: 35–40.
- Highland Statistics (2006). *Brodgar 2.5.6*. Scotland.

- Hosmer D, Lemeshow S. (2000). Applied Logistic Regression, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- ICN. (2006). Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Instituto para a Conservação da Natureza, Lisboa.
- Iuell B, Bekker GJ, Cuperus R, Dufek J, Fry G, Hicks C, Hlavac V, Keller V, Rosell C, Sangwine T, Tørsløv N, Wandall BI, (2003). Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. KNNV Publishers. 172 pp.
- Jaarsma CF, Van Langevelde F, Botma H. (2006). Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. Transportation Research Part D 11: 264–276.
- Jaarsma CF, Van Langevelde F, Baveco JM, Van Eupen M, Arisz J. (2007). Model for rural transportation planning considering simulating mobility and traffic kills in the badger *Meles meles*. Ecological Informatics 2: 73-82.
- Jaeger JAG, Fahrig L. (2004). Effects of Road Fencing on Population Persistence. Conservation Biology 18 (6): 1651-1657.
- Jepsen JU, Madsen AB, Karlsson M, Groth D. (2005). Predicting distribution and density of European badger (*Meles meles*) setts in Denmark. Biodiversity and Conservation, 14:3235–3253. DOI 10.1007/s10531-004-0444-2 -1
- Larivière S, Calzada J. (2001) Mammalian Species No. 680, pp. 1–6. American Society of Mammalogists.
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, McCarthy MA. (1999). The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-eastern Australia. VIII. Landscape analysis of the occurrence of arboreal marsupials - Biological Conservation 89: 83-92.
- Linnell JDC, Swenson JE, Andersen R. (2000). Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forest, large carnivores as Xagships, umbrellas, indicators, or keystones? Biodivers Conserv 9:857–868.
- Mace RD, Waller JS, Manley TL, Lyon LJ, Zuuring H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. J. Appl. Ecol. 33, 1395–1404.
- Malo JE, Suárez F, Díez A. (2004). Can we mitigate animal–vehicle accidents using predictive models?. Journal of Applied Ecology 41: 701–710.
- Manel S, Dias JM, Buckton ST, Ormerod SJ. (1999). Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. Journal of Applied Ecology 36:734-747.
- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ. (2001). Evaluating presence absence models in ecology: the need to account for prevalence. Journal of Applied Ecology, 38:921–931.
- Mata C, Hervas I, Herranz J, Suárez F, Malo JE. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. Biological Conservation 124: 397–405.
- Mata C, Hervas I, Herranz J, Suárez F, Malo JE. (2008). Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. Journal of Environmental Management 88(3): 407-15.

- Matos HM, Santos MJ, Palomares F, Santos-Reis M. (2009). Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation* 18(2): p.373.
- McDonald WR, St. Clair CC. (2004). The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. *Oikos*, 105: 397-407.
- McDonald PT, Nielsen CK, Oyana TJ, Sun W. (2008) Modelling habitat overlap among sympatric mesocarnívoros in southern Illinois, USA. *Ecological modelling* 215: 276-286.
- Mcgregor RL, Bender BJ, Fahrig L. (2008). Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of applied Ecology*, 45: 117-123.
- Mestre F, Ferreira JP, Mira A. (2007). Modelling the distribution of the European Polecat *Mustela putorius* in a Mediterranean Agricultural Landscape. *Rev. Écol. (Terre Vie)* 62: 35-47.
- Meriggi A, Rosa P. (1991). Factors affecting the distribution of fox dens in northern Italy. *Hystrix*, 3:31-39.
- Mikusiński G, Seiler A, Angelstam P, Blicharska M, Törnblom J. (2007). Indicators and focal species for evaluating ecological effects of transport infrastructure. In: B. Jackowiak (ed.). *Influence of Transport Infrastructure on Nature*. General Directorate of National Roads and Motorways, Warszawa - Poznań - Lublin. Pp. 31-38.
- Mira A (coord.), Figueiredo D, Almeida PR, Sousa PS, Rabça J, Galantinho A, Silva A, Encarnação C, Ascensão F, Carvalho F, Mestre F, Oliveira A, Espanhol RA, Ferreira J, Batista N, Godinho C. (2005). Sítio de Monfurado – Conservação e valorização do património natural – 2ª fase. Estudos de Fauna. Relatório Final. Volume II – Mamíferos. Universidade de Évora, Évora.
- Mladenoff DJ, Sickley TA, Wydeven AP. (1999). Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data. *Ecol. Appl.* 9, 37-44.
- Munuera DC, Llobet FL. (2004). Space use of common genets *Genetta genetta* in a Mediterranean habitat of northeastern Spain: differences between sexes and seasons - *Acta Theriologica* 49 (4): 491-502.
- Nellemann C, Vistnes I, Jordhoy P, Strand O, Newton A. (2003). Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biol. Conserv.* 113, 307-317.
- Ng SJ, Dole JW, Sauvajot RM, Riley SPD, Valone TJ (2004). Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115: 499-507.
- Noss R. (1995). *The Ecological Effects of Roads or The Road to Destruction*. Road-Ripperø Handbook, Wildlands Center for Preventing Roads, Missoula, MT.
- Orlowski G, Nowak L. (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology* 53 (2): 1-11.
- Osborne, P.E. & Tigar, B.J. (1992). Interpreting bird atlas data using logistic models: an example from Lesotho, Southern Africa. *Journal of Applied Ecology* 29: 55-62.
- Osborne PE, Alonso JC, Bryant RG. (2001). Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology* 38: 458-471.

- Padial JM, Avila E, Gil-Sanchez JM. (2002). Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats . *Mammalian Biology* , 67: 137-146.
- Palomares F, Delibes M. (1994). Spatio-temporal ecology and behavior of European genet in southwestern Spain. *J Mammal* 75(3):714-724.
- Pearce J, Ferrier S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Pearce J, Ferrier S. (2001). The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biol. Conserv.* 98: 33-43.
- Pita R, Mira A, Moreira F, Morgado R, Beja P. (*in press*). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland Agric. Ecosyst. Environ. (2009), doi:10.1016/j.agee.2009.02.008
- Ramp D, Caldwell J, Edwards KA, Warton D, Croft DB. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Ramp D, Wilson VK, Croft DB (2006). Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Roadbased fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129: 348-359.
- Randa LA, Yunger JA. (2006). Carnivore occurrence along an urban-rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy* 87(6):1154-1164.
- Real R, Barbosa AM, Rodríguez A, García FJ, Vargas JM, Palomo LJ, Delibes M. *in press*. Conservation biogeography of ecologically-interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions*, doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00546.x.
- Rico A, Kindlmann P, Sedlacek F. (2007). Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zool.*, 56(1): 1-12.
- Rivas-Martinez S, Loidi J. (1999). Biogeography of the Iberian Peninsula. *Itinera Geobotanica*, 13:49-67.
- Robitaille JF, Aubry K. (2000). Occurrence and activity of American martens *Martes americana* in relation to roads and other routes. *Acta Theriol.* 45, 137-143.
- Rodríguez A, Delibes M. (2004). Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biological Conservation*, 118: 151-161.
- Roedenbeck IA, Fahrig L, Findlay CS, Houlahan JE, Jaeger JAG, Klar N, Kramer-Schadt S, Van der Grift EA. (2007). The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society* 12(1): 11 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/>
- Roger E, Ramp D. (2009) Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions* 15: 222-231 DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00523.x
- Rosalino LM, Santos-Reis M. (2002). Feeding habits of the common genet *Genetta genetta* (Carnivora: Viverridae) in a semi-natural landscape of central Portugal. *Mammalia* 66:195-205.
- Rytwinski T, Fahrig L. (2007). Effect of road density on abundance of white-footed mice. *Landscape Ecol* 22:1501-1512.

Saeki M, Macdonald DW. (2004). The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559–571.

Santos MJ, Pinto BM, Santos-Reis M. (2007). Trophic niche partitioning between two native and two exotic carnivores in SW Portugal. *Web Ecol* 7:53–62

Santos-Reis M, Mathias ML. (1998). The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystrix* 8:75–89.

Santos-Reis M, Santos MJ, Lourenço S, Marques JT, Pereira I, Pinto B. (2004). Relationships between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. In: Harrison DJ, Fuller AK, Proulx G. (Eds.), *Marten and fishers (Martes) in human-altered environments: an international perspective*. Springer Science and Business Media Inc., New York, pp. 147–172.

Seiler A. (2002). Effects of infrastructure on nature. In Anonymous, 2003. COST 341. Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. The European review. European Commission, Directorate-General for Research, Brussel.

Seiler A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal Applied Ecology* 42:371–382.

Silva, MCM. (2008). Factores que afectam a mortalidade de predadores por atropelamento: será a disponibilidade de presas importante? Tese de Mestrado em Biologia da Conservação. Universidade de Évora. Évora.

Spellerberg IF. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317–333.

Stein JT. (2000). The Effects of Roads on Wolves and Bears Worldwide, Chapter 4. *in* Stein, JT. From Extinction to Reintroduction: A Snapshot of North American Large Carnivore Conservation at the Millennium. Unpublished Master's Thesis, Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven.

Sunquist ME, Sunquist FC. (2001). Changing landscapes: consequences for carnivores. *In*: Gittleman JL, Funk SM, MacDonald DW, Wayne RK (eds) *Carnivore conservation*. Conservation Biology Volume 5. Cambridge University Press, pp 399–418.

Sutherland WJ (Ed.). (2002). *Ecological Census Techniques – a handbook*. Cambridge University Press.

Van Langevelde F, Jaarsma CF. (2004). Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology* 19: 895–907.

Van Langevelde F, Van Dooremalen C, Jaarsma CF. (2009). Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management* 90: 660–667.

Varela N. (2007). Uso de passagens hidráulicas por carnívoros em estradas do Alentejo. Tese de licenciatura em Biologia. Universidade de Évora. Évora.

Virgós E. (2001). Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodivers Conserv* 10: 1039–1049.

Virgós E. (2002). Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes. *Can. J. Zool.* 80: 430–435.

Virgós E, Casanovas G. (1997). Habitat selection of *Genetta genetta* in the mountains of central Spain. *Acta Theriol (Warsz)* 42(2):169–177.

Virgós E, Llorente M, Cortés Y. (1999). Geographical variation in genet (*Genetta genetta* L). diet: a literature review. *Mammal Rev* 29:119–128.

Virgós E, Romero T, Mangas JG. (2001). Factors determining “gaps” in the distribution of a small carnivore, the common genet (*Genetta genetta*), in central Spain. *Can J Zool* 79:1544–1551.

Virgós E, Tellería J, Santos T. (2002). A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11: 1063–1079.

Wilson DE, Cole FR, Nicchols JD, Rudran R, Foster MS (Eds.). (1996). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington.

Trombulak SC, Frissell CA. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18–30.

Zar JH. (1999). *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Prentice Hall, Inc., NJ.

Zielinski WJ, Kucera TE (Eds.). (1995). *American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: Survey Methods for Their Detection*. USDA Forest Service General Technical Report PSW GTR-157.

Zuur AF, Ieno EN, Smith GM. (2007). *Analysing Ecological Data*. Springer. 680p.