

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Estudo da situação do corço no sítio Alvão-Marão nos limites de Vila Real

Dissertação de Mestrado em Engenharia Zootécnica

Nome do Candidato

André Filipe Martinho Brito

Nome do orientador

Aurora Carmen Monzón y Capapé



Vila Real, 2013

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Estudo da situação do corço no sítio Alvão-Marão nos limites de Vila Real

Dissertação de Mestrado em Engenharia Zootécnica

Nome do Candidato

André Filipe Martinho Brito

Nome do orientador

Aurora Carmen Monzón y Capapé

Composição do Júri

Preseidente:

Prof. Doutor José Júlio Gonçalves Barros Martins
Professor auxiliar da Universidade de trás-os-mostes e Alto Douro

Vogais:

Prof. Doutora Aurora Carmen Monzón y Capapé
Professor auxiliar da Universidade de trás-os-mostes e Alto Douro

Prof. Doutor Alberto José Lima Ferreira
Investigador no IMAR – Universidade de Coimbra

Prof. Doutor Victor Manuel Carvalho Pinheiro
Professor auxiliar da Universidade de trás-os-mostes e Alto Douro

Vila Real, 2013

Agradecimentos

Aos meus pais António e Alice, por todo o esforço e dedicação que fizeram para que fosse possível estar hoje aqui e realizar uma dissertação de mestrado.

Á minha namorada Ana, por todo o apoio que me tem dado, por todas as horas estive a fazer-me companhia, por toda a ajuda que me tem prestado e por me fazer ver que mesmo nas horas de desespero tudo é possível de resolver.

Á minha orientadora Prof. Dr^a Aurora Monzón, que me ajudou e orientou de forma eximia.

Á equipa de SIG da Gistree, Marco Magalhães e Pedro Ferreira que foram excecionais da forma como me ajudaram em todo o tratamento de dados e elaboração de mapas.

Ao Prof Dr. José Manuel Almeida que sempre me apoiou, e sempre que falei com ele vi reconhecimento no meu trabalho.

A todos aqueles que me ajudaram nos trabalhos de campo, Américo, António Brandão, Filipa, Queirós, aos alunos de mestrado de florestal, ao João Sequeira e todos os outros que não referi.

A todos os citados o meu muito OBRIGADO

Palavras chave

Corço, densidade, "standing crop", "clearance plot", habitat, conefor sensinode

Resumo

O interesse ecológico, cinegético e socioeconómico que desperta o corço (*Capreolus capreolus* L.1758) faz dele objeto de estudo em toda a Europa.

A definição de estratégias que visem a manutenção e a gestão sustentada da população no sítio Alvão-Marão, limites do conselho de Vila Real, deve passar necessariamente por um conhecimento prévio e contínuo da situação populacional e das relações da espécie com o meio em que se insere. São objetivos deste estudo: elaborar um mapa atualizado de distribuição na área de estudo; estimar a população de corço existente no sítio Alvão-Marão; avaliar a qualidade do habitat e a conectividade da paisagem através do software conefor sensinode; obter informação de base que permita tirar ilações sobre a gestão da espécie e o seu habitat. Os resultados obtidos durante as diferentes fases do estudo permitiram verificar que o corço apresenta-se em 9% da área de estudo concentrado apenas na zona sul, com altitudes compreendidas entre 600 e 1200 metros de altitude. A densidade média estimada foi de aproximadamente 11 indivíduos/100 ha. No que diz respeito à avaliação da qualidade do habitat foi elaborado um mapa mediante a análise de 7 variáveis, onde se concluiu que o fator abrigo é aquele que mais condiciona a espécie na área de estudo. Mediante o cálculo de dois índices de conectividade da paisagem com a utilização do software conefor sensinode, foi possível concluir que existem duas quadrículas muito importantes em termos de conectividade da área de ocorrência do corço.

Keywords

Roe deer, density, standing crop, clearance plot, habitat, cone-for sensinode

Abstract

The roe deer (*Capreolus capreolus* L.1758) has an important role in hunting ecosystems all over Europe. Strategies aiming the maintenance and a sustainable population management in Alvão – Marão, Vila Real (Portugal) must have foreknowledge about population conditions and their relationships with the environment. The goals are: create an updated map of the population distribution in the study area; estimate the number of individuals in the study area; evaluate habitats quality and landscape connectivity through *Conefor Sensinode* software; create a database in order to gather information about the species management and its habitat. Results demonstrate that the roe deer is present in 9% of the study area, only in the south zone, with altitudes between 600 and 1200 m. The average density was 11 individuals / 100ha. The map designed considering 7 variables to evaluate the habitat quality, concludes that “shelter” is the main factor conditioning the specie in the study area. Landscape connectivity calculations with *Conefor Sensinode* software concludes that two squares are very important considering the area connectivity of the roe deer presence.

Índice

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	v
Abstract	vii
1-Introdução	14
2-O corço.....	16
2.1-Distribuição.....	17
2.2-Alimentação	18
2.3-Reprodução	19
2.4-Comportamento Social e uso do espaço.....	20
3-Characterização da área de estudo	22
3.1Clima	24
4-Material e métodos.....	27
4.1-Área de distribuição do corço	28
4.2-Estimativas de densidade de corço.....	29
4.2.1-Standing crop	31
4.2.2-Clearance plot	32
4.3-Qualidade e conectividade da paisagem	34
4.3.1-Characterização das variáveis	36
4.4-Conectividade da paisagem.....	39
5-Resultados e discussão.....	41
5.1-Área de distribuição do corço	41
5.2-Standing crop	44
5.3-Clearance plot	49

5.4-Resultados da qualidade da paisagem	51
5.5-Conectividade da paisagem.....	57
6-Conclusões	58
Bibliografia.....	61

Lista de figuras e tabelas

Figura 1: corço europeu (<i>Capreolus capreolus</i>)	16
Figura 2 Esquema do escudo anal	17
Figura 3 Distribuição do corço na Europa.....	17
Figura 4 Distribuição do corço em Portugal em 2009.....	18
Figura 5: Classificação dos herbívoros da Europa Central segundo os tipos de alimentação	18
Figura 6: Ciclo reprodutivo	19
Figura 7: Área de estudo	22
Figura 8: Unidades Biogeográficas;	23
Figura 9: Zonas climáticas	25
Figura 10: Precipitação, normais climatológicas em Vila Real 1981-2010	26
Figura 11: Temperatura do ar, normais climatológicas em Vila Real 1981-2010.....	26
Figura 12: Distribuição das quadrículas na área.....	28
Figura 13: Esquema de um transepto para o método standing crop.....	31
Figura 14: Esquema de um transepto para o método clearance plot	33
Figura 15: Representação de uma paisagem (grafo)	40
Figura 16: Mapa de altimetria da área de estudo.....	41
Figura 17: Mapa de distribuição do corço na área de estudo	42

Figura 18: Mapa de estradas.....	43
Figura 19: Mapa de localização das povoações	43
Figura 20: Mapa reclassificação da ocupação do solo	44
Figura 21: Usos do solo considerados e representatividade na área de estudo.	45
Figura 22: Mediana e respetivos intervalos resultantes da análise estatística	47
Figura 23: Mapa de qualidade de habitat	52
Figura 24: Mapa de qualificação altitudinal.....	52
Figura 25: Mapa de qualificação relativo à orla.....	40
Figura 26: Mapa de qualificação relativo à água.....	53
Figura 27: Mapa de qualificação relativo a aglomerados populacionais.....	54
Figura 28: Mapa de qualidade referente às estradas.....	54
Figura 29: Mapa de qualidade referente ao alimento, juntamente com a ocupação do solo.	55
Figura 30: Mapa de qualidade referente ao abrigo.....	56
Figura 31: Mapa de incêndios que afetaram a área em diferentes períodos.....	56
Figura 32: Resultados da conectividade da paisagem utilizando o índice IIC	57
Figura 33: Resultados da conectividade da paisagem utilizando o índice PC.....	42
Tabela 1: Informação utilizada na construção do SIG	27
Tabela 2: Largura de um transepto mediante a visibilidade.....	31
Tabela 3: Pontuação das variáveis consideradas	35
Tabela 4: Distribuição dos transeptos mediante a área dos tipos de floresta considerados.....	45
Tabela 5: Grupos totais de excrementos e superfície amostrada.....	46
Tabela 6: Resultado de FST para os respetivos tipos de floresta	46
Tabela 7: Resultados das densidades globais calculados através de 3 taxas de decaimento fecal diferentes	47
Tabela 8: Resultados das densidades médias com o respetivo erro padrão.....	48
Tabela 9: Médias das densidades médias e intervalos de confiança (95%).. ..	48

Tabela 10: grupos totais de excrementos, superfície amostrada e respetivo FST	50
Tabela 11: Resultados da densidade média e respetivo erro-padrão	50
Tabela 12: Médias e respetivos intervalos de confiança (clearance plot)	51

1-Introdução

O corço (*Capreolus capreolus*) é o cervídeo de menor porte existente em toda a Europa. Primo afastado do veado (*Cervus Elaphus*), apresentou uma evolução ao longo dos séculos um pouco diferente da do seu primo Gamo (*Dama dama*), mas continuou a fazer parte da mesma família.

Em Portugal a sua distribuição é muito fragmentada, devido principalmente a razões antropogénicas. Desde o início do século, foram realizados diversos estudos sobre o corço em Portugal. A excelência da espécie como um bioindicador e a sua importância socioeconómica levaram investigadores a procurar conhecer melhor a espécie.

Sendo uma espécie com interesse cinegético ultimamente tem despertado o seu valor no seio da comunidade da caça e conservação. É o cervídeo mais procurado em caça maior na Europa gerando elevadas receitas com a sua exploração. O corço é também a Norte do rio Douro uma das principais presas para a ameaçada espécie do Lobo-Ibérico (*Canis lupus signatus*) por isso, indiretamente um alvo de conservação (Smietana & Klimek, 1993; Mattioli et al. 1995). A correta gestão das populações de corço torna-se assim fundamental para que estes predadores continuem a habitar pelos nossos territórios.

Também a nível de dinâmica de vegetação o corço tem um papel importante. Apesar de consumir pequenas quantidades vegetais relativamente ao seu peso, o consumo é muito diversificado, o que reduz o impacto sobre a vegetação (Braza et al. 1994). Os conflitos com a atividade agrícola criados por esta espécie são muito reduzidos se comparados com os prejuízos causados pelo veado. O nível de prejuízos causados depende das densidades de corço (Gutiérrez et al. 2004). Estes prejuízos são visíveis em zonas agrícolas e zonas florestais. Nas zonas agrícolas estes refletem-se essencialmente em perdas de culturas, especialmente culturas frutíferas. Nas zonas florestais estes revelam-se essencialmente na regeneração florestal e na sua produtividade (Gutiérrez et al. 2004). Para além destes aspetos, o corço revela uma importante função como dispersor de sementes e frutos, contribuindo assim para a propagação de espécies vegetais (Malo & Suárez, 1995).

No sítio Alvão- Marão, foi um apenas efetuado um estudo sobre a população de corço. Morêda (2003) concluiu que o corço se encontra presente em mais de um terço da área estudada e que apesar dos vários entraves que lhe são colocados, principalmente por ação do homem, este demonstra uma enorme capacidade de adaptação e tolerância, colonizando zonas bastante humanizadas.

Em 2010 a Câmara Municipal de Vila Real deu início a um projeto “Proteger é conhecer”, dentro do programa de biodiversidade, em parceria com a UTAD. Entre as diversas ações incluía o levantamento da ocorrência das espécies de mamíferos no sítio Alvão-Marão dentro dos limites do seu concelho, estando envolvido na equipa do laboratório de ecossistemas terrestres do CIFAP-UTAD. Após este trabalho decidi prosseguir mais além com o estudo e realizar esta dissertação, em que objetivos seriam os seguintes:

- Elaboração de um mapa de distribuição atualizado da espécie na área em estudo,
- Estimar a população de corço existente, com recurso a diferentes metodologias,
- Avaliar a qualidade do habitat e a conectividade da paisagem através do recurso ao software conefor sensinode.
- Obter informação de base que permita tirar ilações sobre a gestão da espécie e o seu habitat.

2-O corço

O corço pertence ao género *Capreolus*, à família Cervidae e está incluído no vasto grupo dos ungulados. Os cervídeos atuais caracterizam-se pela presença de hastes temporárias nos machos, à exceção do veado aquático chinês onde ambos os sexos carecem de hastes, e da rena, com hastes tanto nos machos como nas fêmeas (Macdonald & Barrett, 1993). Atualmente, devido à utilização de critérios morfológicos, fisiológicos, genéticos e metabólicos é aceite a existência de duas espécies do género *Capreolus*: *C. capreolus* (corço europeu) e *C. pygargus* (corço siberiano) (Danilkin & Hewison, 1996).

O corço europeu, *Capreolus capreolus* L.1758 (figura 1), é o cervídeo europeu de menores dimensões (67 a 72 cm de altura ao garrote, 103 a 113 cm de comprimento e 17 a 26 kg de peso médio).

Os seus membros são finos e longos, sendo os posteriores mais compridos do que os anteriores. A pelagem varia do castanho avermelhado, no verão a cinzento acastanhado no inverno. Em ambas as estações do ano a região do ventre é sempre mais clara do que o dorso. As crias exibem uma pelagem um pouco mais



Figura 1: corço europeu (*Capreolus capreolus*) Fonte: Própria

escura, com pequenas manchas brancas (Blanco, 1998). Apesar do macho ser normalmente maior e mais pesado do que a fêmea o nível de dimorfismo sexual é considerado baixo (Braza et al. 2004). Uma diferença considerável é a presença de hastes nos machos, que são constituídas por três pontas no seu estado mais desenvolvido, estas caem no outono (outubro – novembro). Quando voltam a crescer (dezembro - janeiro) estão cobertas por uma película densamente vascularizada (veludo), que seca e cai na primavera. É notório um aumento das hastes com o aumento da idade do animal, o que o torna cada vez mais apto para as lutas e consequentemente para a reprodução. É possível distinguir os sexos através do escudo ou

espelho anal (mancha anal que tem forma de rim nos machos e de coração nas fêmeas) (figura 2). Esta diferença torna-se muito útil durante o período em que os machos não têm hastes. Os machos apresentam ainda um pincel peniano, enquanto que as fêmeas têm um tufo de pelo no escudo anal (Buruaga et al. 2001) A determinação precisa da idade através de observação direta não é fácil. No entanto a observação atenta de vários aspetos morfológicos, tais como o tamanho das hastes, forma corporal ou o comportamento do animal possibilita a definição de três classes etárias: crias, juvenis e adultos (Braza, 1990).

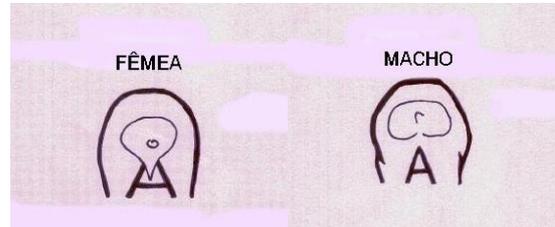


Figura 2 Esquema do escudo anal Fonte: O corço http://www.apaginadomonteiro.net/o_corco1.htm

2.1-Distribuição

A nível de distribuição, as populações de corço encontram-se em diversos países como a Finlândia, Turquia, Escócia, França, Espanha ou Portugal, o que evidencia a sua grande plasticidade comportamental e social (Hewison et al. 2007). Esta ampla distribuição surge como resultado da ausência generalizada de predadores associada a uma política protecionista, adotada pelos países da Europa central e oriental desde os meados de 1960, que permitiu a expansão e proliferação das populações de corço a partir do centro Europeu, e especialmente, em direção a Norte (Danilkin & Hewison, 1996), resultado este que permitiu a atual ampla distribuição e elevada abundância (Tixier & Patrick, 1996) (figura 3)

Na Península Ibérica, as populações de corço não acompanharam a evolução dos restantes países europeus devido, entre outros fatores, à gestão menos correta das populações e à grande fragmentação dos seus habitats, provocada pelas



Figura 3 Distribuição do corço na Europa Fonte: Andersen, 1998 em Torres, 2011

grandes infra estruturas (autoestradas, parques eólicos, barragens), aumento das produções agrícolas massivas e uma forte ocorrência de incêndios. No entanto, em Espanha nos últimos anos o corço mostra-se em forte expansão. Em Portugal, as populações naturais de corço estão limitadas ao norte do rio Douro, enquanto que no resto do país as populações mais recentes deste cervídeo surgiram através de processos de reintrodução, com objetivos conservacionistas e/ou cinegéticos (Fonseca & Carvalho, 2005) (figura 4).

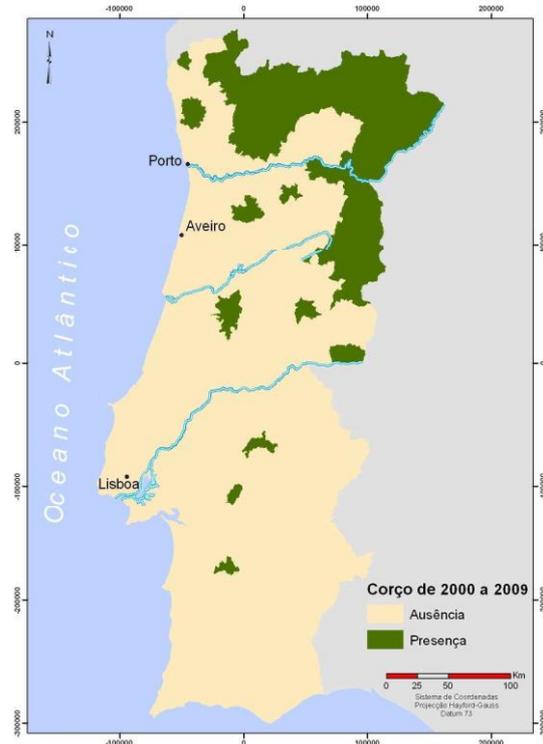


Figura 4 Distribuição do corço em Portugal em 2009 Fonte: (Salazar, 2009)

2.2-Alimentação

Ao contrário de outros cervídeos, como o veado ou o gamo, o corço é considerado um “browser” (figura 5), ou seja, consome preferencialmente pequenas porções das várias espécies vegetais de que se alimenta (Tixier & Patrick, 1996), que incluem as partes jovens e nutritivas das plantas, evitando as partes mais fibrosas, tendo grande preferência por espécie arbustivas. Esta seletividade deve-se à pequena capacidade relativa do rúmen, que faz com que este ruminante consuma porções vegetais pouco fibrosas e ricas em hidratos de carbono, possibilitando a passagem mais rápida dos alimentos pelo trato digestivo (Perzanowski, 1978; Drozd, 1979). Assim, o corço mostra preferência por bosques de coníferas, folhosas e

	BROWSERS AND OMNIVORES	INTERMEDIATE FEEDERS	GRAZERS
RUMINANTS			
NON-RUMINANTS			

Figura 5: Classificação dos herbívoros da Europa Central segundo os tipos de alimentação Fonte: Hofmann, 1989

mistas e matos baixos, no entanto, também explora meios agrícolas especialmente no inverno (Carvalho & Fonseca, 2007).

2.3-Reprodução

Contrariamente aos outros cervídeos europeus, o corço apresenta características reprodutivas únicas.

A distribuição espacial uniforme dos indivíduos, assim como o escasso gregarismo ao longo do ano, leva o corço a adotar uma estratégia de acasalamento monógama, que se traduz na permanência contínua do macho junto da fêmea e o esforço deste junto ao grupo. No entanto esta monogamia vem obrigada pelas circunstâncias territoriais e não por uma necessidade de que o macho deva investir no cuidado das crias. No entanto, pode ocorrer uma tendência para a poligamia desde o momento que o macho tenha a opção de aceder a um número maior de fêmeas. Isto pode ocorrer com um aumento populacional que se traduza num aumento de fêmeas relativamente aos machos, uma vez que não se dá a redução do território dos machos mas sim do das fêmeas, pois são mais tolerantes ao contacto com outros congéneres da sua espécie. Desta forma existe um maior número de fêmeas em relação aos machos, o que se traduz numa monogamia com tendência à poligamia (Mateos-Quesada, 2002).

A época de cio ocorre geralmente entre junho e julho. A gestação propriamente dita dura cerca de 130 dias. O corço é a única espécie de cervídeo que apresenta a diapausa embrionária, ou seja, existe um período logo após o cio em que o embrião não é implementado no útero. A duração da diapausa é cerca de 70 dias. Esta é uma vantagem, uma vez que a diapausa faz coincidir os nascimentos no final da primavera e início do verão (figura 6). Nesta época a disponibilidade de alimento é elevada, aumentando assim as



Figura 6: Ciclo reprodutivo Fonte: Adaptado de Carvalho, 2007 em Torres, 2011

possibilidades de sobrevivência das crias. Normalmente nascem entre uma a três crias por parto, o que demonstra mais uma vez, as diferenças entre os corços e os restantes cervídeos europeus.

2.4-Comportamento Social e uso do espaço

Devido ao facto de esta espécie ter a capacidade de ocupar uma grande diversidade de habitats faz com que haja uma grande disparidade em termos de dinâmica e organização social (Maublanc et al.1987; Boisaubert & Boutin,1988). No entanto as populações de corço estão estruturadas em redor da unidade familiar: a corça, as suas crias e, ocasionalmente, um macho. As fêmeas adultas apresentam grande fidelidade à sua área vital e permanecem por vários anos nessa mesma área. As áreas vitais das fêmeas podem sobrepor-se, ao contrário dos machos que obtêm um território através de confrontos com outros machos possuidores de territórios. Os machos são extremamente territoriais, marcando e defendendo um território que varia entre 50 e 100 ha. Segundo Cargnetutti et al. (2002), o domínio vital do corço raramente excede os 100 ha, O território do macho é normalmente maior do que o das fêmeas e pode ocupar a área vital de várias fêmeas.

Durante o inverno, a territorialidade pode diminuir, podendo avistar-se grupos em zonas favoráveis de alimentação, normalmente fora dos limites territoriais. Com o final do inverno e o início da primavera, a organização social do corço muda drasticamente. Os grupos de inverno dissolvem-se e nesta altura os machos começam a definir o seu território, roçando a suas hastes em árvores e arbustos e emitindo vocalizações.

Os movimentos de dispersão ocorrem quando os jovens deixam o território da progenitora em busca de um território para procriar (*natal dispersal*), ou quando os indivíduos adultos abandonam o seu território e procuram um novo com melhores capacidades de sucesso reprodutivo (*breeding dispersal*) (Gaillard et al. 2008; Greenwood & Harvey, 1982; Pardis et al. 1998;). O movimento dos animais no território é um fenómeno de grande importância na dinâmica populacional das espécies, pois afeta os padrões de distribuição, abundância, de colonização e dinâmica de extinção, estrutura populacional e fluxo genético (MacArthur & Wilson, 1967; Hanski, 1999; Colbert et al. 2001). Alguns estudos efetuados com o auxílio de

radio-seguimento ajudam a perceber os movimentos da espécie, assim como o seu domínio vital. Segundo Hewison et al. (2007), num estudo efetuado com recurso ao radio-seguimento, os corços preferem zonas com vários tipos de habitat (zonas de mosaico) e elevada orla em detrimento de zonas de floresta contínua. A utilização desta tecnologia permitiu verificar que as fêmeas durante a época reprodutiva têm maior facilidade de abandonar, por curtos períodos, o seu território (Richard et al. 2008). Segundo Cagnacci et al. (2011) a dispersão do corço é de 2 km. Gaillard et al. (2008), diz que a distância de dispersão neonatal é de 1-2 km para a espécie. Nesta dissertação toma-se como referência estes valores.

No que respeita ao habitat e território o corço normalmente é bastante seletivo. Ele necessita de áreas que lhe proporcionem alimento, abrigo, água e alguma tranquilidade. Normalmente nos seus territórios a paisagem é tipo mosaico, ou seja, contém vários tipos de habitat, desde florestas a zonas de matos e até pastagens.

3-Characterização da área de estudo

Este estudo realizou-se no sítio Alvão Marão nos limites do concelho de Vila Real. A área de estudo é delimitada, a oeste pelo limite do concelho de Vila Real e a este pelo rio Corgo e limite do sítio Alvão-Marão (Figura 7).

O sítio Alvão/Marão PTCON0003 foi classificado em 28 de agosto de 1997 (Resolução do Concelho de Ministros nº. 142/97 de “8 de agosto). É uma área com um total de 58 788 ha. Engloba dez concelhos: Amarante, Baião, Mesão Frio, Mondim de Basto, Peso da Régua, Ribeira de Pena, Sabrosa, Santa Marta de Penaguião, Vila Pouca de Aguiar e Vila Real. O concelho de Vila Real é o mais representado no sítio, com uma percentagem de 25%, o que em termos absolutos se reflete em 15003 ha. Aqui estão representadas as freguesias de Vilarinho da Samardã, Lamas de Olo, Vila Marim, Vila Cova, Quintã, Campeã, Torgueda, Parada de Cunhos, Folhadela e Ermida.

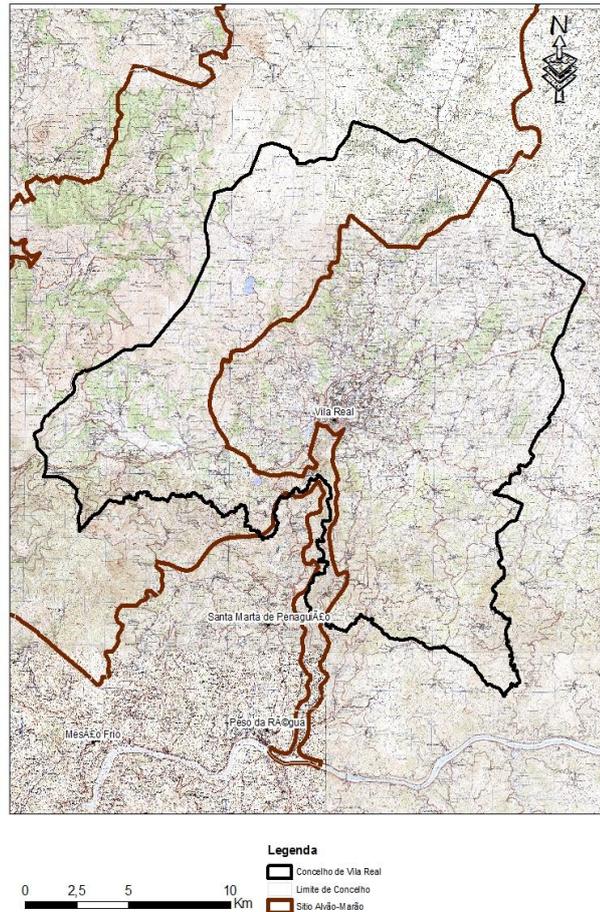


Figura 7: Área de estudo

A área engloba as Serras do Alvão e Marão, orientadas de NE-SO e com altitudes máximas de 1330m e de 1416m respetivamente.

Em termos geológicos, tal como grande parte da região transmontana, a área insere-se no Maciço Antigo, na Sub-região Galiza – Trás-os-Montes, sendo esta unidade geomorfológica constituída, fundamentalmente, por rochas eruptivas e metamórficas anteriores à era secundária e enrugadas pelos movimentos hercínicos que imprimiram a orientação de conjunto NE-SO aos afloramentos primários, acompanhados de grandes expansões de magma

granítico posteriormente sujeitos, na era secundária, a uma prolongada ação de desnudação de que resultaram as rochas sedimentares e cumes aplanados.

Mais tarde, no terciário, nas áreas arrasadas, é que os movimentos alpinos reativaram fraturas de direção dominante NE-SO e introduziram desigualdades no relevo, resultado da diferente resistência das rochas e do jogo de blocos (ICNB, 2008).

Reunindo um conjunto de doze classes distintas na Carta Geológica de Portugal, dos Serviços Geológicos (Folha 10-A), podemos caracterizar a área como uma região de dicotomia geológica, entre o xisto e o granito (Moura, 1992).

Em termos de biogeografia segundo a tipologia proposta por Rivas-Martinez (1987) em Morêda (2003) para a Península Ibérica, baseada em séries de vegetação e índices ombroclimáticos, o sistema Alvão-Marão (figura 8) é enquadrado no:

- Reino Holártico;
 - Região Mediterrânica-Eurosiberiana;
 - Província Carpetano-Ibérico-Leonesa;
 - Setor Lusitano-Duriense.

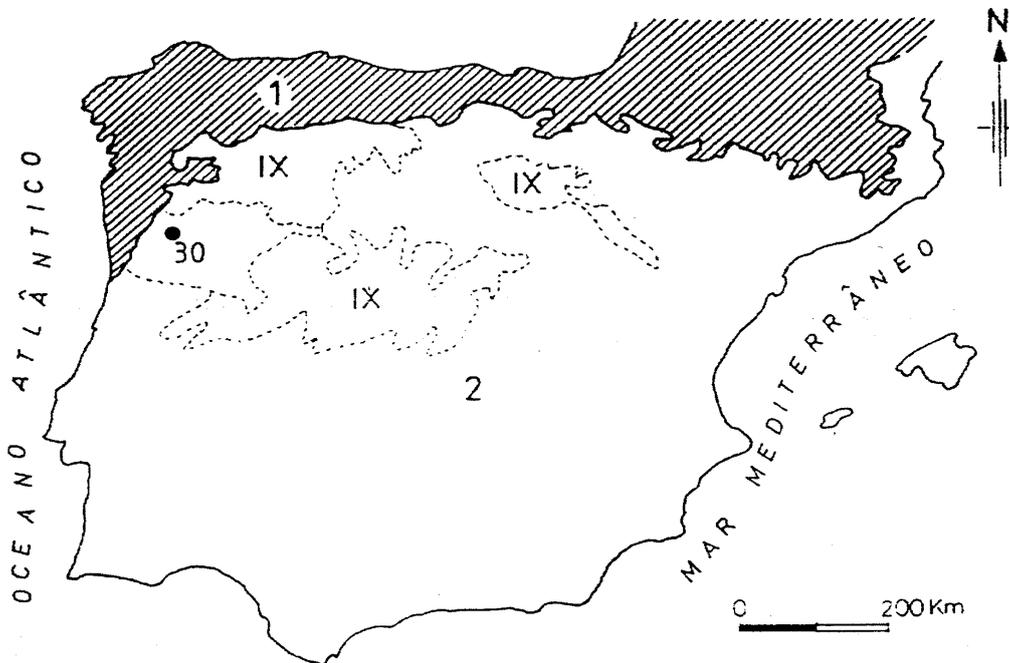


Figura 8: Unidades Biogeográficas: (1) Região Eurosiberiana; (2) Região Mediterrânea; (IX) Província Carpetano-Ibero-Leonesa; (30) Setor Lusitano-Duriense; • Área de estudo
Fonte: (Morêda, 2003)

A análise da figura 8 revela que a posição do sistema montanhoso Alvão-Marão, incluído na região Mediterrânea, é confinante com a região Eurosiberiana, extenso domínio biogeográfico que engloba uma estreita faixa setentrional subcosteira da Península Ibérica. O limite Oeste do setor Lusitano-Duriense coincide com a fronteira da região Mediterrânica, abarcando o vale do rio Tâmega, cujas comunidades vegetais têm muitos elementos mediterrânicos, especialmente nos andares basal e submontano. No entanto, a vegetação do Alvão-Marão, área excluída da região Eurosiberiana, comporta importantes elementos florísticos comuns a esta região. Esconde-se naquela representação as afinidades notáveis com o domínio biogeográfico Eurosiberiano, sendo talvez mais adequado considerar o sistema montanhoso Alvão-Marão numa zona de transição entre as regiões Mediterrânica e Eurosiberiana.

No que refere ao uso do solo a área caracteriza-se por extensas zonas de matos, altos e baixos, zonas de florestas constituídas por pinhais, carvalhais e algumas florestas ribeirinhas. De salientar também as áreas agrícolas (essencialmente lameiros) normalmente junto a aglomerados populacionais. Nas zonas de maior altitude os afloramentos rochosos predominam juntamente com matos baixos. É de sublinhar a ocorrência do extremamente ameaçado trevo-de-quatro-folhas (*Marsilea quadrifolia*), no seu último local de ocorrência em Portugal, da precária *Veronica micrantha*, da *Drosera rotundifolia*, e da importante *Genciana pneumonanthe*.

No que se refere à fauna, é uma região bastante rica, existindo várias espécies prioritárias segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados (Cabral, et al. 2005). O corço é o maior herbívoro selvagem de grande porte presente na área de estudo, e tem um papel importante na regulação dos ecossistemas aqui existentes. Contudo o corço tem um concorrente em termos alimentares, o javali (*Sus scrofa*). Este apesar de ser omnívoro muitas vezes se alimenta de ervas e arbustos, competindo diretamente com o corço.

3.1 Clima

A área em termos climáticos é caracterizada por possuir várias zonas de transição. Existem climas de terra quente, terra de transição, terra fria de alta montanha e terra fria de montanha (figura 9). Estas alterações fazem da área um local com características muito próprias. Em

termos de precipitação (figura 10), verifica-se que nos últimos anos os meses de outono e inverno são bastante chuvosos e os meses de verão bastante secos. Em termos de temperatura (figura 11), a variação ao longo dos meses também é bastante notória. Verifica-se que nos meses de inverno as temperaturas médias rondam os 5°C e nos meses de verão os 20°C.

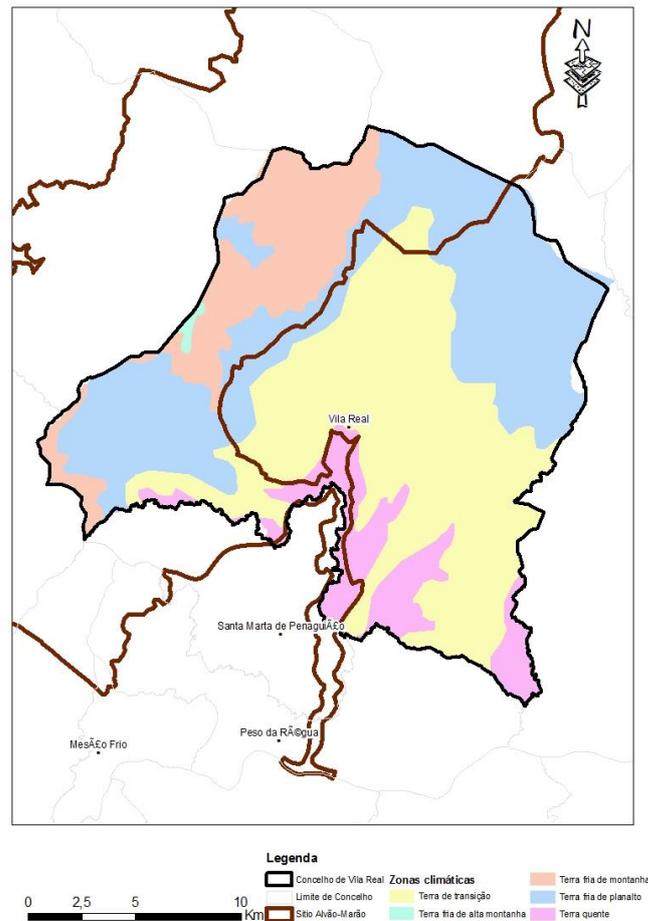


Figura 9: Zonas climáticas

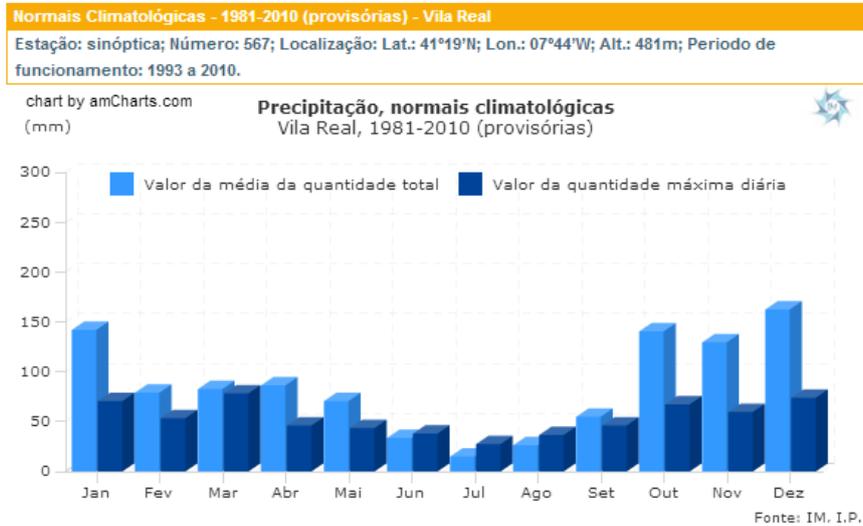


Figura 10: Precipitação, normais climatológicas em Vila Real 1981-2010
 Fonte: Instituto Português do mar e da atmosfera
www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/023/.

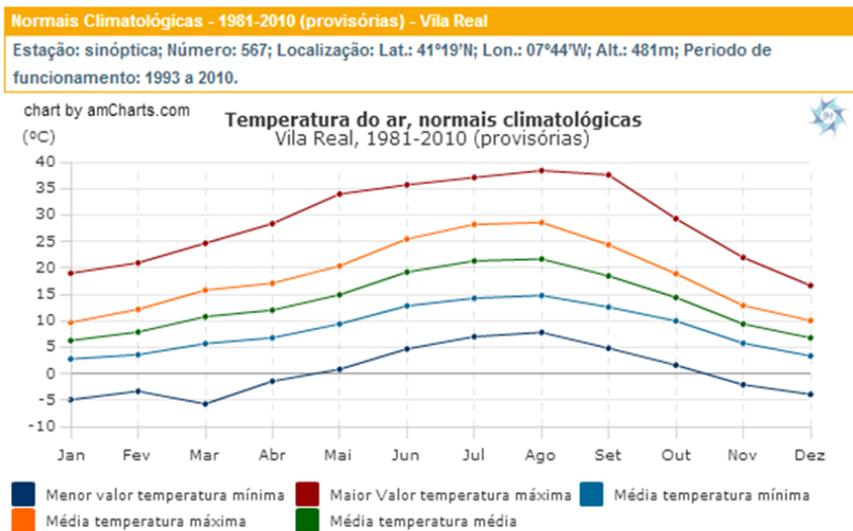


Figura 11: Temperatura do ar, normais climatológicas em Vila Real 1981-2010
 Fonte: Instituto Português do mar e da atmosfera
www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/023/.

4-Material e métodos

Para este estudo será utilizada a diversa cartografia digital que nos permite com recurso aos Sistemas de informação geográfica (SIG) a análise das diferentes temáticas.

Foi efetuado um apinhado da informação necessária à construção do SIG, (Tabela 1).

Tabela 1: Informação utilizada na construção do SIG

	87
	88
Cartas militares 1:25000 formato digital	101
	102
	114
	115
Carta de Ocupação do Solo	COS' 2007
Limites geográficos	Sítio Alvão-Marão Carta administrativa de Portugal continental
	2000-2008
Cartografia nacional de área ardidas	2009
	2010
	2011
Outras cartografias	Rede viária Nacional
	Rede hídrica Nacional

A criação do SIG foi feita em ambiente vetorial (ArcGis) e em ambiente matricial (raster – IDRISI), usando o sistema de coordenadas Lisboa Hayford-Gauss IGeoE e seguindo o esquema a seguir apresentado:

- Definição do sistema de coordenadas e criação do projeto SIG. Optou-se por usar o sistema de coordenadas Lisboa Hayford Gauss Militar (Lisboa Hayford Gauss IGeoE).
- Atualização com informação relativa à divisão administrativa.

- Criação de um ficheiro (shape) referente á área de estudo.
- Criação de uma grelha de 1 x 1 km como unidade de trabalho.
- Atualização com informação relativa aos incêndios ocorridos entre 2000 e 2011.
- Atualização com informação relativa ao uso e ocupação do solo,
 - Criação de nova informação relativa às áreas de florestas, mato, agrícolas, urbanas e zonas improdutivas.
 - Atualização desta informação com informação relativa aos incêndios.
- Atualização com informação relativa à rede viária.
- Atualização com informação relativa à rede hídrica.

4.1-Área de distribuição do corço

Com a divisão da área de estudo, tendo em atenção o domínio vital da espécie (100 ha), obteve-se um total de 220 quadrículas UTM de 1x1km (figura 12). Contudo as quadrículas periféricas da área, não se encontram completas apresentando por vezes áreas muito pequenas sendo estas excluídas. Por esse fator apenas serão amostradas 144 quadrículas. Todas as quadrículas serão prospectadas para a deteção de presença de corço, seja por métodos diretos (observação direta dos animais) como por métodos indiretos (deteção de excrementos, camas, escodeados nas árvores, hastes e pegadas). Para que a prospeção das quadrículas seja homogénea, definiu-se uma unidade de esforço de 30 minutos de procura em cada quadrícula.

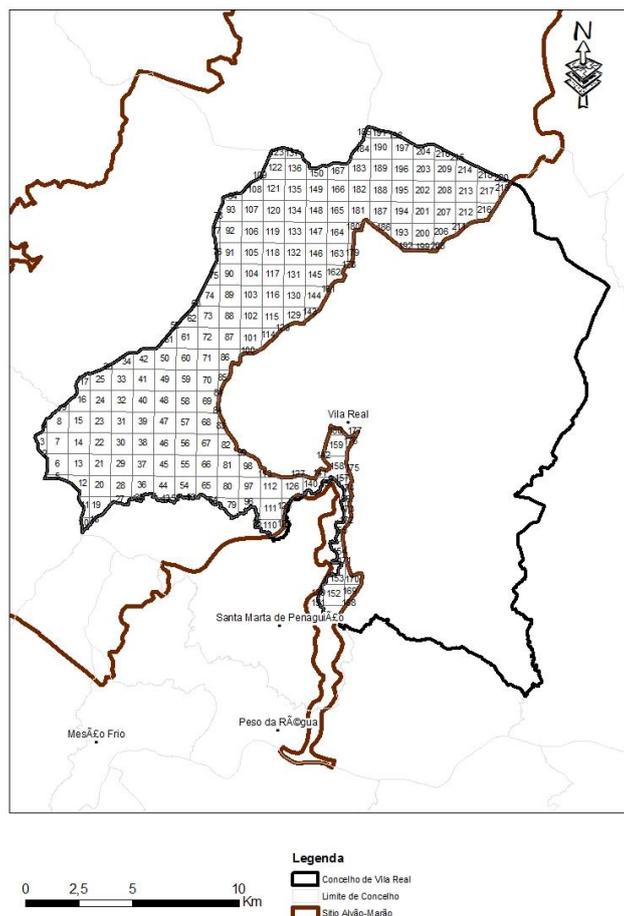


Figura 12: Distribuição das quadrículas na área

4.2-Estimativas de densidade de corço

A necessidade de conhecimento sobre as populações de animais selvagens leva a que muitas vezes sejam efetuados estudos para o conhecimento da dinâmica populacional dessas populações. Um conhecimento rigoroso do tamanho e da estrutura de uma população é crucial para a definição de estratégias de gestão eficientes de uma determinada espécie selvagem (Mayle et al., 1999).

Para a determinação das densidades populacionais é possível utilizar métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos são mais eficazes em relação aos métodos indiretos, no entanto existem situações em que a sua utilização é limitada. No caso de estudo de animais esquivos, densidades populacionais baixas e habitats com elevada densidade de vegetação, como matos altos e florestas fechadas, torna-se extremamente difícil a visualização direta dos animais, sendo nestes casos preferível adotar métodos indiretos. No que respeita a cervídeos, os métodos diretos são muitas vezes de difícil aplicação proporcionando frequentemente variações de resultados, sendo então os métodos indiretos os mais indicados (Ratcliffe, 1987). Deste conjunto de metodologias, referem-se os métodos diretos, os quais envolvem a observação e contagem efetiva dos indivíduos da espécie alvo de estudo (e.g. realização de transectos lineares, observação a partir de pontos fixos e a contagem através de batidas) e os métodos indiretos, que se baseiam no registo e contagem de indícios de presença produzidos pela atividade dos animais (Mayle et al. 1999). Relativamente a estes, a contagem de grupos de excrementos (um grupo corresponde a 6 excrementos juntos (Mayle et al. 1999) é um dos métodos mais utilizados para estimar densidades de cervídeos (Putman, 1984; Bugalho, 1992; Marques, et al. 2001; Campbell et al. 2004).

Tendo em conta as características da espécie em estudo, assim como as características da área, optou-se por utilizar apenas métodos indiretos para estimar as densidades de corço. Os dois métodos mais utilizados são o “standing crop” ou método de transectos, o qual se baseia na contagem de excrementos ao longo de um percurso com um comprimento e uma largura previamente estabelecidas, e o “clearance plot” ou método das estações de contagem, no qual se efetuam contagem de excrementos numa área de terreno (circular ou poligonais), previamente limpa de excrementos (Ratcliffe & Mayle, 1992).

Segundo Buckland et al. (1993), o método “clearance plot” revela ser mais preciso em relação ao “standing crop” quando se pretende estimar a abundância absoluta da população. No entanto esta precisão é apenas verificada nos locais onde a densidade populacional é elevada. Quando as densidades são baixas corre-se o risco de obter estações de contagens sem qualquer excremento (Buckland, 1992). O “standing crop” é então o método mais adequado e mais eficaz para as zonas de baixa densidade populacional. A maior vantagem deste método de contagem de excrementos é a de fornecer uma estimativa média da densidade, durante um período de tempo, o que o torna útil em termos de gestão de populações animais, quando comparado com métodos diretos, que fornecem estimativas de densidades apenas para um dado instante (Ratcliffe & Mayle, 1992). Qualquer um dos dois métodos requer o conhecimento da taxa de defecação do animal em estudo. Segundo Mitchell et al. (1985), a taxa de defecação do corço é de 17-23 grupos por dia e por animal. Em estudos semelhantes realizados na Península Ibérica foi utilizado o valor médio de 20 grupos de excrementos (Mayle et al. 1999). O método standing crop requer conhecer a taxa de decaimento dos excrementos, ou seja, o tempo que os excrementos demoram a desaparecer. A taxa de decaimento pode variar dependendo do local geográfico e do tipo de habitat. Segundo Carvalho & Fonseca, (2007) esta taxa, num estudo realizado na Serra da Lousã, situa-se entre os 151 dias e 297 dias, sendo em média 209 dias, já em outros estudos efetuados na Península Ibérica referem uma taxa de 135 dias (Acevedo et al. 2010). Seria importante conhecer este valor para a área de estudo mas implicaria um período de estudo que ultrapassaria em muito o tempo estipulado para a realização desta dissertação. Por sua vez, o clearance plot não necessita dessa taxa uma vez que se efetuam duas contagens sendo apenas necessário o número de dias entre contagens.

A aplicação destes dois métodos implica a deteção e contagem de todos os grupos de excrementos presentes na área amostrada, o que faz com que os processos sejam muito morosos.

4.2.1-Standing crop

Utilizamos o método do “Standing crop” modificado segundo Acevedo et al., (2005) com variação da largura da banda de contagem atendendo à capacidade de visualização de excrementos seguindo a linha de progressão, que depende do tipo de vegetação e a sua estrutura vertical.

Serão seleccionadas as quadrículas que revelem presença de corço, estabelecendo-se dois transeptos com 100 metros (figura 13) de comprimento e de largura variável (tabela 2). Esta largura varia a cada 10 metros de percurso, consoante as condições de visibilidade. Os transeptos são dispostos no terreno perpendicularmente às curvas de nível e separados, no mínimo, por 200m.

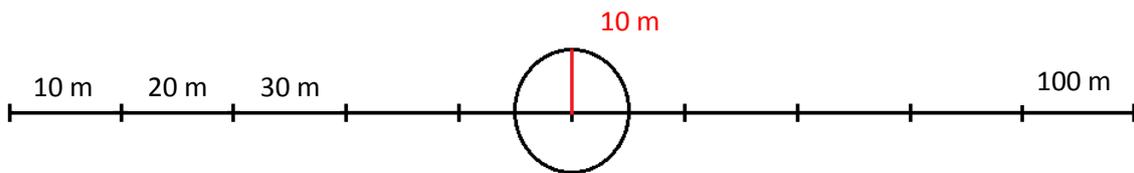


Figura 13: Esquema de um transepto para o método standing crop (Elaboração própria)

Tabela 2: Largura de um transepto mediante a visibilidade

Visibilidade	Largura do transepto
Boa	2m
Média	1m
Má	0,5m

Além de estabelecer dois transeptos por quadrícula, procuramos que a sua distribuição espacial reflita também o grau de ocupação dos principais tipos de vegetação florestal. Para isto e com base na Cos 2007 realizamos uma reclassificação dos diferentes usos do solo em ambiente SIG. Para a execução foram seleccionados todos os atributos que compõem a classe florestal e seguidamente agrupados nas novas classes. Em relação aos matos, foi necessário proceder a um “clip” da “shape” COS’2007 com a “shape” da carta de incêndios de 2000 a 2011, a fim de separar os matos baixos dos matos altos. Considera-se que áreas ardidas há

menos de 3 anos possuem matos baixos e áreas ardidadas há mais de três anos possuem matos altos. As restantes classes já estão contempladas na COS' 2007 original. Por fim, foi efetuado um “merge” e um “dissolve”.

Foram considerados 9 tipos de uso do solo: zonas urbanas, zonas agrícolas, matos baixos, matos altos, águas interiores, zonas improdutivas, florestas de folhosas, florestas de resinosas e florestas mistas. Esta reclassificação permite calcular a percentagem de ocupação de cada tipo de vegetação da área reclassificada, permitindo distribuir de forma equilibrada os transeptos.

Para a determinação das densidades serão utilizadas as seguintes fórmulas:

$$S = \Sigma(b_i \times 10) \text{ em m}^2 \text{ e ha}$$

Onde,

S = Superfície revisada

b_i = largura considerada em cada setor

$$FST = n/S \text{ por estrato vegetação ou total}$$

Onde,

n = número total de grupos encontrados no transepto

S = Superfície revisada

$$D = FST / (td \times pp)$$

Onde,

td = taxa de defecação

pp = período de persistência ou taxa de decaimento

4.2.2-Clearance plot

Mesmo com baixas densidades, iremos aplicar o método de “Clearance plot” nas quadrículas que apresentem maiores densidades, após conhecer os resultados obtidos com o “standing

crop”, de maneira a poder comparar ambos os métodos e poder tirar alguma ilação com respeito ao tempo de decaimento utilizado nesta dissertação.

Para cada quadrícula que venha a ser seleccionada serão instalados três percursos de 500m sobre o qual se estabelecerão 4 estações de contagem com 50 m de comprimento e 2 m de largura, separadas a cada 100m (figura 14). As linhas são dispostas no terreno perpendicularmente às curvas de nível, separadas no mínimo por 200 m.

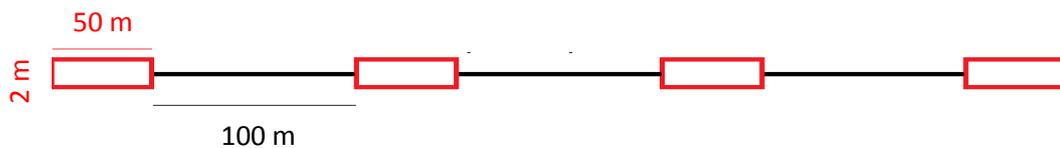


Figura 14: Esquema de um transepto para o método clearance plot (Elaboração própria)

Revedo outros autores muitas vezes foram utilizadas diversas formas de aplicação deste método. Segundo Braza et al. (2004), num estudo efetuado na Andaluzia, foram utilizadas 6 estações circulares com 5 m de raio, distanciadas 100 m entre si. Já Guitian & Bermejo (1987) utilizaram parcelas circulares de 10 m de raio. Existem ainda autores que utilizam transeptos não circulares, que por sua vez, facilitam a deteção dos excrementos. McIntosh et al. (1995) utilizaram, num estudo realizado na Grã-Bretanha, parcelas quadradas com 7 m x 7 m, enquanto que Hemami et al.(2005) utilizaram parcelas com 60 m x 1,2 m num estudo efectuado na Alemanha.

As estações serão instaladas no início de novembro, nessa altura serão contados e retirados todos os grupos de excrementos existentes nas mesmas. Após um mês (Guitian & Bermejo, 1987) será efectuada nova vistoria onde serão contados os novos grupos de excrementos existentes, permitindo assim com estes dados obter uma densidade populacional na área em estudo.

Devido à necessidade de uma recontagem, é necessário estabelecer um código de marcação das parcelas. O início e o fim de cada estação de amostragem serão georreferenciados e será efectuada uma marcação (I) numa árvore próxima, recorrendo a uma tinta cor de laranja fluorescente. Igualmente no início e no fim será colocada uma estaca de madeira com a extremidade superior pintada à mesma cor. Esta marcação permite identificar sempre o início e fim de cada estação de contagem, sabendo que a estaca se encontra exatamente ao meio, ou seja, existe um metro de largura para cada lado. Para que a progressão na estação de contagem

seja linear é colocada uma corda que liga as duas estacas. Desta forma com facilidade temos a noção da dimensão da estação (50 m x 2 m). Dentro de cada parcela existirá ainda uma marcação auxiliar, feita em árvores próximas e visíveis umas das outras, em que se utiliza a tinta fazendo apenas uma linha horizontal (-). Esta marcação auxiliar é utilizada no caso de as estacas de madeira desaparecerem por qualquer razão. Como já referido, o espaço entre estações de contagem é de 100 metros. Nesse espaço as marcações serão feitas igualmente em árvores mas em forma circular (o). Assim na segunda amostragem facilmente se distingue se estamos dentro de uma zona de contagem ou fora dela.

Para o cálculo de densidade de corço serão utilizadas as seguintes fórmulas:

$$FST = n/S \text{ por estrato vegetação ou total}$$

Onde,

S = Superfície revisada

$$S = 50 * 2 \text{ em m}^2$$

n = número total de grupos encontrados na estação

$$D = FST / (td \times \text{dias})$$

Onde,

td = taxa de defecação

dias = nº de dias entre a primeira contagem e a segunda contagem

4.3-Qualidade e conectividade da paisagem

A necessidade de conhecer as necessidades da espécie é um fator extremamente importante, de forma que seja possível avaliar corretamente o habitat e todas as variáveis que podem fazer com que a espécie esteja ou não presente em determinado local.

Serão avaliadas as 114 quadrículas de 1 km*1 km onde será efetuada uma ponderação a um conjunto de características que podem afetar a ocorrência da espécie: abrigo, alimento, água, existência de povoações, densidade de estradas, altitude e orla. Vários trabalhos efetuados

com a espécie realizam este tipo de metodologia, como é o caso de Morêda (2003) no estudo efetuado aqui no sítio Alvão-Marão. Para cada variável são considerados diversos parâmetros pontuados numa escala variável que pode atingir 8 valores, como podemos observar na tabela 3.

Tabela 3: Pontuação das variáveis consideradas

Abrigo	Pontuações	Povoações	Pontuações
Matos Altos	4	Presente	2
Matos Baixos	0	Ausente	6
Resinosas	8	Densidade de estradas	
Folhosas	4	<2 Km	4
Mistas	6	2 -4 Km	2
Agrícola	0	> 4 km	1
Alimento		Altitude	
Matos Altos	4	<400 Metros	2
Matos Baixos	6	400-800 Metros	4
Resinosas	2	> 800 Metros	6
Folhosas	5	Orla (m/m²)	
Mistas	4	<0,000038	2
Agrícola	8	0,000039-0,000103	4
Água		> 0,000104	6
Na quadrícula	4		
Na quadrícula adjacente	2		
Ausência	0		

4.3.1-Caracterização das variáveis

- **Abrigo**

No caso do abrigo, foram avaliados e pontuados alguns parâmetros conforme a tabela anterior. No entanto a pontuação final para a quadrícula pode não corresponder exatamente à que está referida na tabela, uma vez que as manchas de vegetação não ocupam muitas vezes a totalidade da quadrícula. Assim efetuar-se-á uma ponderação pela área que cada uma das manchas ocupa em cada quadrícula, podendo esta variável ter valores entre 0 e 8 no total do valor dessa mesma quadrícula. Através da ferramenta “calculate geometry” do ArcMap 9.3 obtém-se a área de cada parâmetro dentro de cada quadrícula sendo então aplicada a fórmula $\sum(\text{valor do parâmetro} \times \text{área ocupada na quadrícula})$.

Sendo o abrigo um fator de elevada importância para o corço, considera-se para a avaliação desta variável o coberto de matos, folhosa, resinosa, vegetação mista e ainda zonas agrícolas (Junquera, 2005; San José & Dorado, s/d). O caso mais valorizado são os matos altos, visto proporcionarem zonas menos expostas aos predadores e às condições atmosféricas. No caso das florestas verifica-se que as resinosa proporcionam melhores condições de abrigo ao corço (Carvalho & Fonseca, 2007). As zonas que deixam o corço mais exposto, e que são menos procuradas pela espécie em termos de refugio durante os períodos de não atividade, são as zonas agrícolas, visto que normalmente a vegetação é baixa e com maior perturbação humana.

- **Alimento**

Em qualquer espécie o alimento é um fator essencial para a sua fixação em determinado local, o corço não foge à regra, necessitando assim de um território onde abunde alimento (Junquera, 2005). À semelhança do que acontece com o abrigo, as zonas de alimento não preenchem a totalidade de uma quadrícula, sendo necessário ponderar o valor dado a cada

parâmetro pela área que este ocupa na quadrícula, utilizando a mesma fórmula e a mesma ferramenta.

Foram considerados em termos de alimentação os matos baixos e altos, florestas de resinosas, folhosas, florestas mistas e zonas agrícolas (Torres et al., 2010). No que respeita aos matos, o corço prefere em termos alimentares os matos baixos. Em relação à alimentação em florestas existe uma preferência pelas florestas de folhosas (Carvalho & Fonseca, 2007; Mateos-Quesada, 2011), estas proporcionam mais alimento ao corço devido aos rebentos mais nutritivos. No entanto o corço revela uma preferência alimentar por zonas agrícolas junto ao seu território, normalmente lameiros com vegetação rasteira e fresca, com elevado teor nutricional (Junquera, 2005).

- **Água**

Sendo a água um fator importante para a espécie (San José & Dorado,s/d), com recurso à cartografia digital obteve-se a rede hídrica referente à área de estudo. Sabendo da capacidade de movimentação do corço, foi dado um valor superior às quadrículas que interseitam a rede hídrica, um valor intermédio às quadrículas que possuem uma linha hídrica nas quadrículas adjacentes e por fim um valor mais baixo às quadrículas que não possuem água num raio de 2km.

- **Povoações**

As densidades populacionais provocam alguma perturbação ao corço (Torres et al. 2010). Tendo em conta que a espécie tem preferência por zonas mais sossegadas, foi atribuída uma pontuação mais elevada a quadrículas que não possuem aglomerados populacionais e uma pontuação mais baixa a quadrículas que possuem povoações. Os aglomerados populacionais não foram removidos devido ao facto de se tratar de pequenas povoações em meio agrícola que provocam pouca perturbação quando comparadas com grandes meios populacionais.

- **Densidade de estradas**

As estradas são um importante fator de intranquilidade para o corço. O constante ruído e movimentação que elas provocam tendem a afastar a espécie (Torres et al. 2010). Para além da perturbação, em alguns casos, estas podem tornar-se uma barreira física. No caso dos itinerários principais e das autoestradas que possuem uma rede em toda a sua extensão, impedem a passagem do corço para outros territórios. Nesta variável recorreu-se aos SIG utilizando a “shape” da rede viária presente na área de estudo e calculou-se a o número de km de estradas que cada quadrícula possui, utilizando a ferramenta “ Σ statistics”. Foi dada a pontuação mais elevada a quadrículas que possuem menos de 2km de estradas, uma pontuação intermédia a quadrículas que possuem entre 2 e 4 km e por fim uma pontuação mais baixa a quadrículas que possuem mais que 4 km de estrada.

- **Altitude**

Segundo Morêda (2003) a altitude é um fator importante de seleção para que o corço escolha o seu habitat. Ele mostra preferência por zonas com maiores altitudes, sendo a sua presença mais notada acima de 800 metros. Por essa razão e mais uma vez com o recurso aos SIG foi utilizada a altimetria da área de estudo e definidas três classes. A classe de menor altitude situa-se abaixo dos 400 m tendo a pontuação mais baixa, uma classe intermédia entre os 400 e 800 metros à qual foi atribuída uma pontuação intermédia e a classe de maior altitude que se situa acima dos 800 m à qual foi atribuída a pontuação mais elevada.

- **Orla**

Nos resultados apresentados por Morêda (2003), a orla é um fator com significância para o corço. Esta variável em termos gerais representa o mosaico, ou a interdispersão do habitat que existe dentro de cada quadrícula, ou seja, quantos mais habitats existem maior número de

orlas se verificam. Mais uma vez recorrendo às ferramentas de SIG, foi possível calcular os perímetros de cada mancha representada numa quadrícula. Para tal foi utilizada a ferramenta “patch analyst” e calculados todos os perímetros existentes em cada quadrícula. Como os perímetros são muito variáveis foram criados três intervalos. Foi dado um valor mais baixo, 2, a quadrículas com orla inferior a $0,000038 \text{ m/m}^2$, um valor de 4 a quadrículas com orla entre $0,000039$ a $0,000103 \text{ m/m}^2$ e 6 a quadrículas com orla superior a $0,000104 \text{ m/m}^2$.

4.4-Conectividade da paisagem

A teoria clássica da meta-população (Hanski, 1999) e de fonte sumidouro (*source-sink*) (Pulliam, 1988) salientam a importância do processo da conectividade da paisagem para facilitar a troca de fluxos ecológicos através do território (Taylor et al, 1993). Neste sentido, uma paisagem é definida como uma porção heterogénea do território composta por um mosaico e usos do solo que interagem entre si (Forman & Godron, 1986) Uma paisagem mosaico e a sua intrincada rede de conexões podem ser descritas e analisadas dentro da teoria dos grafos (Urban & Keitt, 2001).

Um grafo é um par ordenado $G = (N, E)$, onde N é um conjunto de nodos e E é um conjunto de ligações que ligam esses nodos (Harary, 1969; Bunn et al. 2000; Saura & Torné, 2008). Neste contexto, pode-se fazer uma analogia (grafo-paisagem) em que uma paisagem (grafo) poderia ser representada por um conjunto de mosaicos de habitats ou fragmentos (nodos) ligados ou não (através de links) entre si (figura 15).

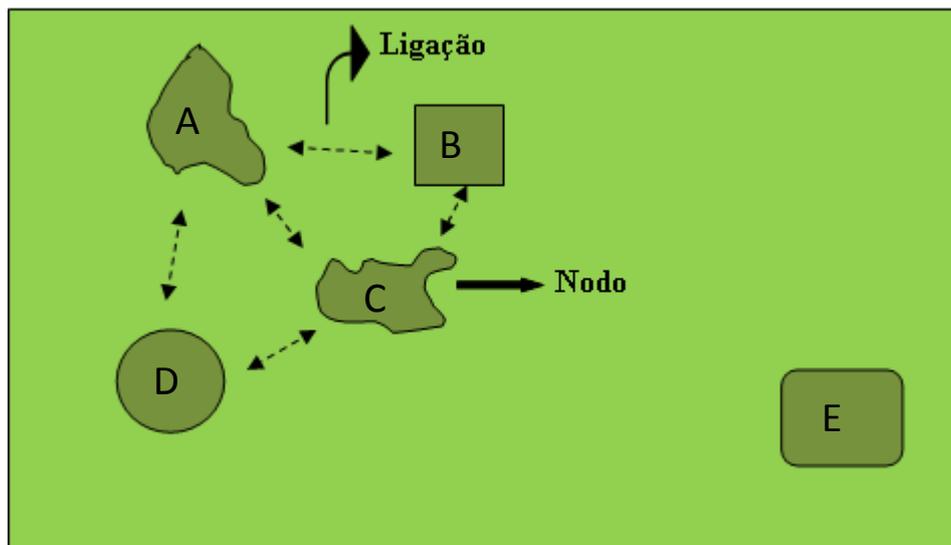


Figura 15: Representação de uma paisagem (grafo) com 5 nodos ligados por 4 links. Os nodos A, B, C e D estão conectados e os animais que se encontrem nele podem colonizar todas as áreas, enquanto que animais que encontrem no nodo E estão isolados uma vez que a distância de dispersão não os permite alcançar as outras áreas.
Fonte: Adaptado de Zozaya, 2011

Os nodos correspondem a parcelas de habitat rodeadas de terreno inóspito (matriz de não habitat), enquanto que as ligações representam a conexão funcional entre dois nodos, ou seja, o potencial de um organismo para dispersar diretamente entre duas parcelas de habitat. A existência ou não existência de ligações entre cada par de parcelas, determina-se em função das distâncias existentes entre as parcelas e a capacidade de dispersão da espécie.

Vamos analisar dentro da área de ocorrência do corço a importância de cada quadrícula para a integridade espacial utilizando o software Conefor Sensinode “open souce” (CS) (Saura & Torné, 2008). Mesmo considerando a pequena escala de aplicação deste trabalho, iremos explorar algumas aplicações deste software que possibilitem interpretar o âmbito paisagístico de ocorrência da espécie.

Para calcular a importância relativa de cada parcela (quadrícula) utilizaremos um índice de disponibilidade que integra um atributo, neste caso a qualidade de habitat e a distância de dispersão da espécie em termos de conectividade da paisagem. Dos possíveis índices usaremos o Índice de conectividade Integral de conectividade (IIC) (Pascual-Hortal & Saura, 2006) e de Probabilidade de conectividade (PC) (Saura & Pascual-Hortal, 2007) implementados no software Conefor Sensinode (CS) (Saura & Torné, 2008). A diferença entre estes dois índices é que o IIC baseia-se num modelo de binário de ligação (os nós estão ou não ligados), ao passo que o PC baseia-se num modelo probabilístico (existe uma certa

probabilidade de ligação entre dois nós, pij). Para o cálculo das distâncias entre nodos utilizaremos a distância euclidiana de bordadura a bordadura entre os diferente nodos, considerando como valor de dispersão os 2 km referidos anteriormente.

5-Resultados e discussão

5.1-Área de distribuição do corço

A revisão das quadrículas para verificar a área de distribuição verificou-se bastante morosa, uma vez que por dia em média se consegue revisar 10-12 quadrículas por dia.

Após a revisão de toda a área de estudo, foi verificada a presença da espécie em 20 quadrículas. Em termos de percentagem podemos referir que o corço está presente em 9% da área de estudo.

Com os dados georreferenciados foi elaborado um mapa de distribuição de corço (figura 16).

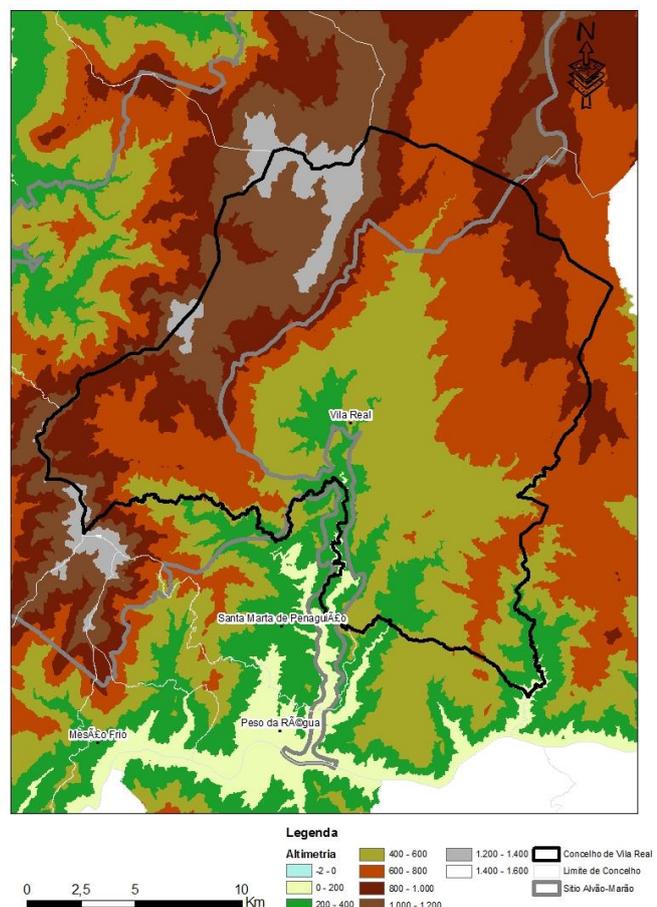


Figura 16: Mapa de altimetria da área de estudo

Pode verificar-se que o corço se apresenta numa área localizada da zona em estudo, apenas presente no Marão, notoriamente representado por dois grandes grupos, ligados apenas por uma quadrícula. Observa-se que a área de ocorrência do corço localiza-se no intervalo de altitudes entre os 600 e 1200 metros (figura 17).

Os resultados obtidos em relação à ocorrência da espécie em altitudes superiores a 600 metros contrastam com alguns estudos efetuados noutras áreas. Segundo Carvalho et al.(2008), num estudo efetuado na serra da Gardunha, o corço mostra preferência por zonas de altitudes mais baixas no inverno (500-600 m) e zonas mais elevadas durante o

verão (650-850 m). Segundo, Guitiérrez et al. (2004) o corço pode ocupar preferencialmente zonas de maior altitude, no entanto pode descer a cotas inferiores mediante a disponibilidade de alimento.

Nas figuras 18 e 19 pode observar-se a localização das estradas e povoações que ocorrem na área.

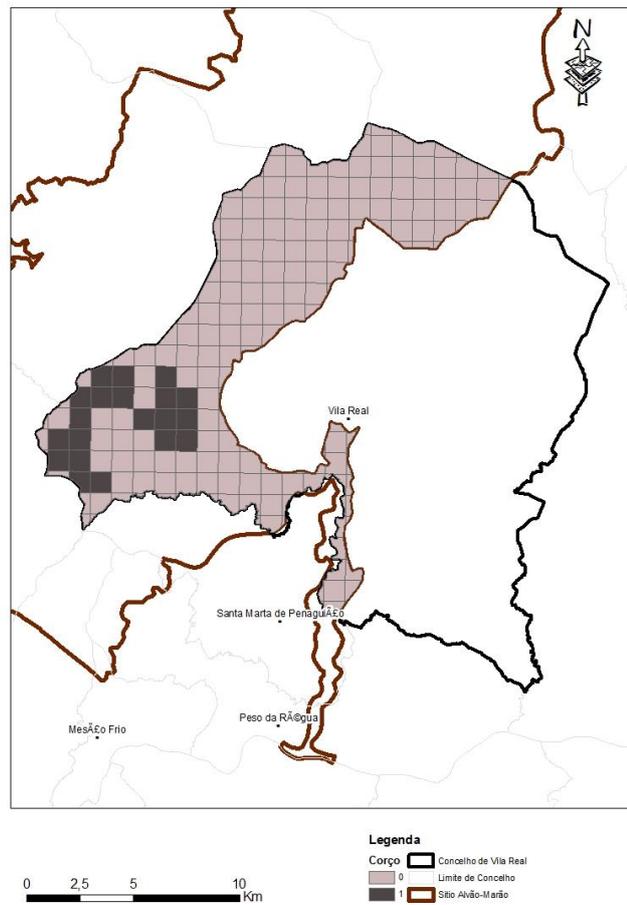
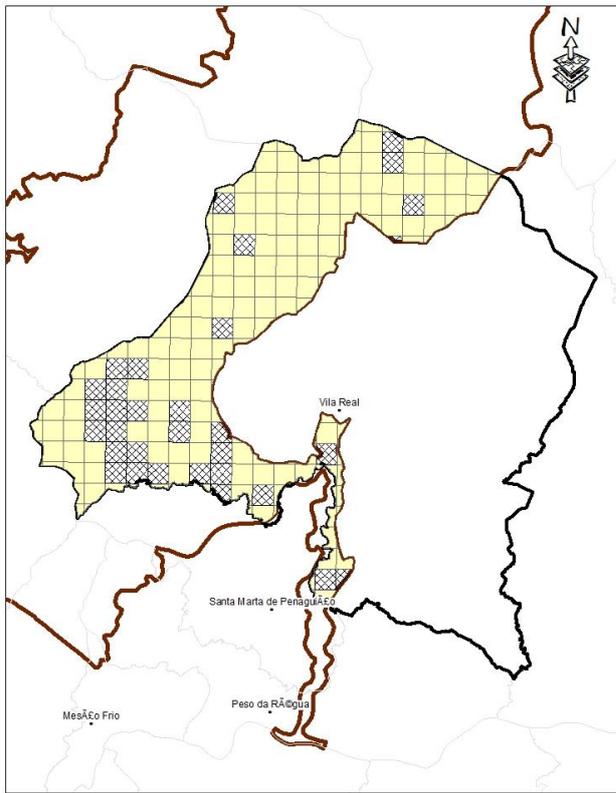


Figura 17: Mapa de distribuição do corço na área de estudo



As povoações são uma fonte de perturbação para o corço. Elevadas densidades populacionais tendem a afastar a espécie para locais mais tranquilos. Verifica-se na figura 18 que na área de ocorrência do corço existe um elevado número de povoações, contudo estas são maioritariamente aldeias rurais, com baixa densidade populacional. Devido a este facto o corço é tolerante e permanece na área. Contudo, existe uma fragmentação de cerca de 2 a 3 km entre núcleos populacionais a qual se deve à elevada

Figura 19: Mapa de localização das povoações atividade agrícola, ali existente, com muitos lameiros e sem vegetação que permita abrigo ao corço.

No que respeita às estradas, observa-se na figura 19 que na área de ocorrência do corço é onde se verifica maior densidade de estradas. No entanto são maioritariamente estradas nacionais com reduzido tráfego, minimizando assim a perturbação para a espécie. De referir que uma das estradas que atravessa a área é o itinerário principal 4 (IP4), uma estrada com elevado tráfego. No entanto o corço permanece

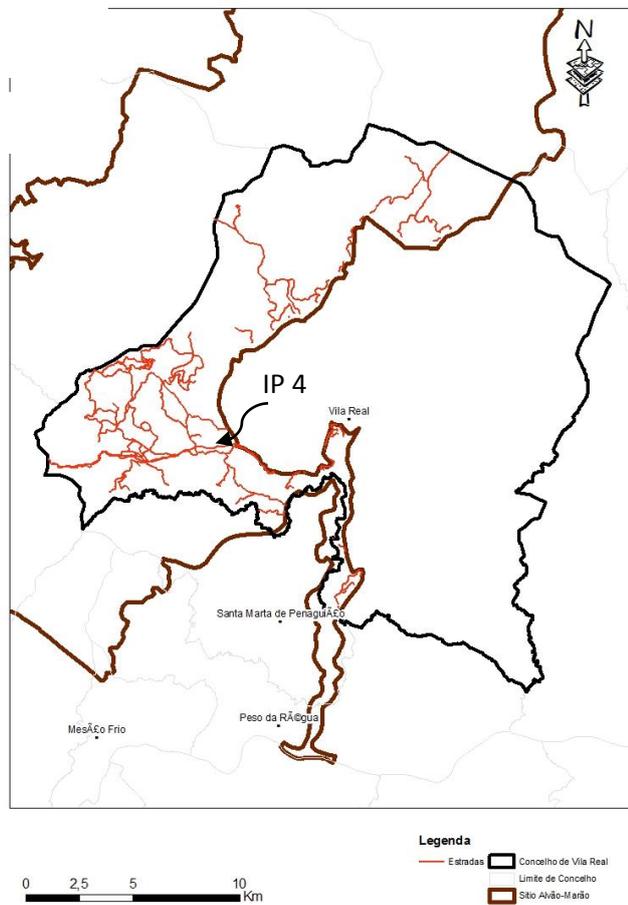


Figura 18: Mapa de estradas

na área tolerando o ruído e perturbação. Segundo Torres et al. (2010) as estradas afetam diretamente a densidade de corço, levando-o a evitar zonas com elevada densidade de estradas e elevado tráfego. O IP4, possuiu em toda a sua extensão, uma rede que impede que os animais entrem na estrada, o que é um fator vantajoso para o corço, uma vez que evita a morte por atropelamento. Segundo Tajchman et al. (2010) num estudo efetuado na Polónia verificou que o corço é a espécie mais afetada por atropelamentos nas estradas. Contudo, durante todo o tempo de realização desta dissertação não houve nenhum relato de atropelamento de corço na área de estudo.

5.2-Standing crop

Para a aplicação deste método sentiu-se a necessidade de analisar a carta de ocupação do solo e realizar uma reclassificação (figura 20) conforme exposto no ponto 4.2.1. da metodologia.

Após esta análise realizada com o auxílio de ferramentas de SIG, verifica-se as áreas de ocupação de cada estrato de vegetação na figura 21.

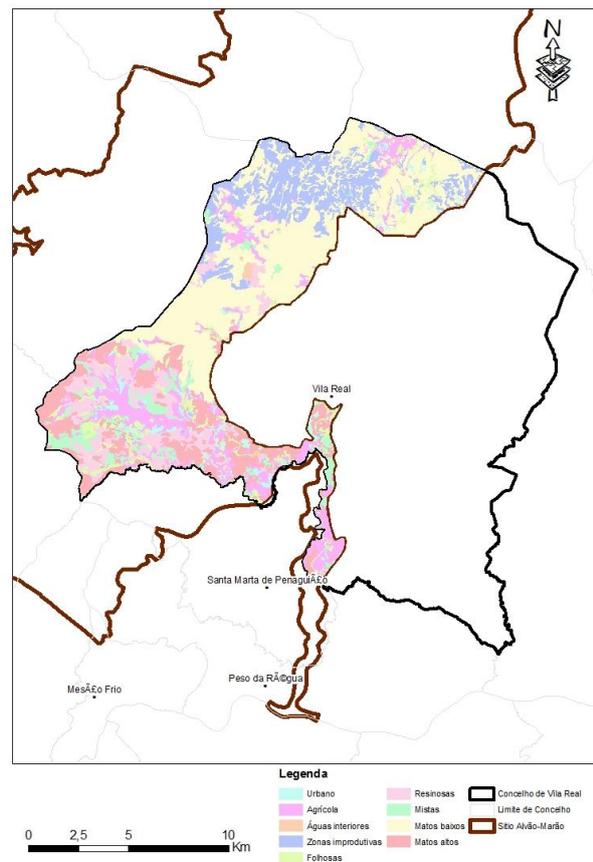


Figura 20: Mapa reclassificação da ocupação do solo

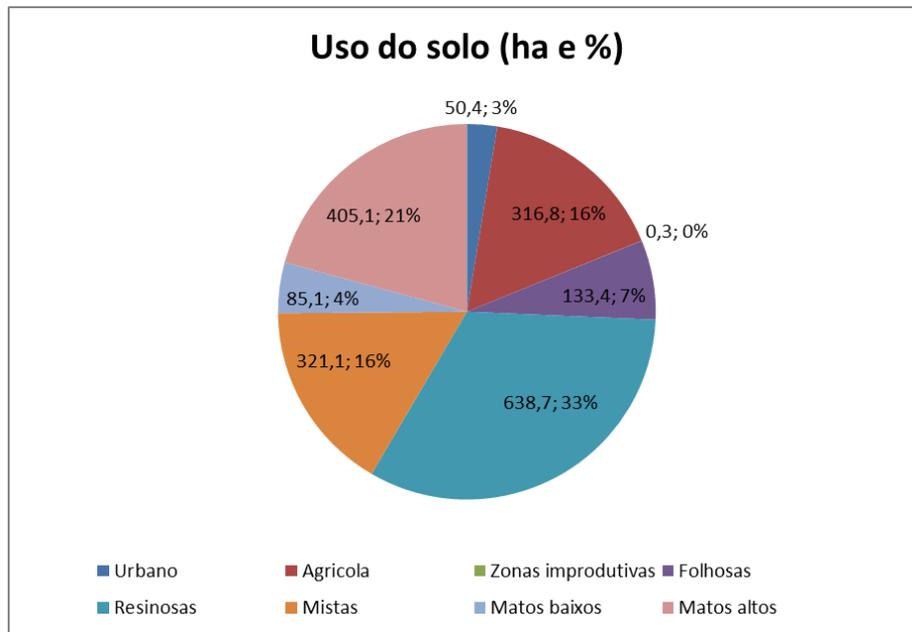


Figura 21: Usos do solo considerados e representatividade na área de estudo.

Contudo, para o cálculo das densidades foi retirada a área urbana e as zonas improdutivas, uma vez que o corço não utiliza estas áreas. Sendo assim a área útil para o corço é de 1900 ha.

Verifica-se que, em relação às florestas, as resinosas são as mais representativas seguidamente das mistas e por fim das folhosas. Com base nestes resultados os transeptos foram distribuídos em zonas florestadas segundo a tabela 4.

Tabela 4: Distribuição dos transeptos mediante a área dos tipos de floresta considerados

Habitat	Área (ha)	Nº de transeptos
Folhosas	133,4	10
Resinosas	638,7	20
Mistas	321,1	10

A distribuição não é diretamente proporcional á área correspondente de cada tipo de floresta. Se a distribuição tivesse sido proporcional as áreas de folhosas teriam poucas amostragens ficando assim pouco representadas. Não sendo possível uma estratificação da área de estudo, uma vez que corresponde a uma paisagem com elevado mosaico, optou-se por igualar o

número de transeptos das florestas de folhosas e mistas, tendo as florestas de resinosas o dobro dos transeptos.

Em média foram efetuados 5 transeptos por dia num total de 8 dias.

Na tabela 5 apresentam-se os resultados referentes aos grupos totais de excrementos assim como a superfície amostrada por tipo de floresta.

Tabela 5: Grupos totais de excrementos e superfície amostrada

Grupos totais	Habitat	Superfície (ha)
29	Folhosas	0,096
47	Resinosas	0,204
30	Misto	0,0975
106	Total	0,3975

Como revela a tabela 5, o número de grupos totais de excrementos foi superior a 100, o que de acordo com Mayle et al. (1999), valida a metodologia. Assim podemos assumir um erro inferior a 20% na estimativa das densidades.

Na tabela 6 apresenta-se os resultados do FST para cada habitat e o global.

Tabela 6: Resultado de FST para os respetivos tipos de floresta

Habitat	FST
Folhosas	302,08
Resinosas	230,39
Mistas	307,69
Total	266,67

Verifica-se pela tabela que apesar de as resinosas possuírem o dobro dos transeptos, apresentam um FST mais baixo que os outros habitats. No caso das folhosas e mistas a superfície amostrada é muito semelhante, assim como o número de grupos de excrementos encontrados, isto explica os valores próximos de FST.

Estes dados juntamente com a taxa de decaimento fecal permitem o cálculo das densidades de corço na área.

Sobre os resultados de FST aplicou-se uma análise estatística utilizando o teste Kruskal-Wallis. Verifica-se que não existe diferenças estatísticas ao nível do cálculo de grupos de excrementos realizados por tipos de floresta ($H = 1,242696$, $gl = 2$, $n = 40$, $p = ,5372$), pelo que o cálculo de densidades será calculado pelo resultado dos 40 transeptos.

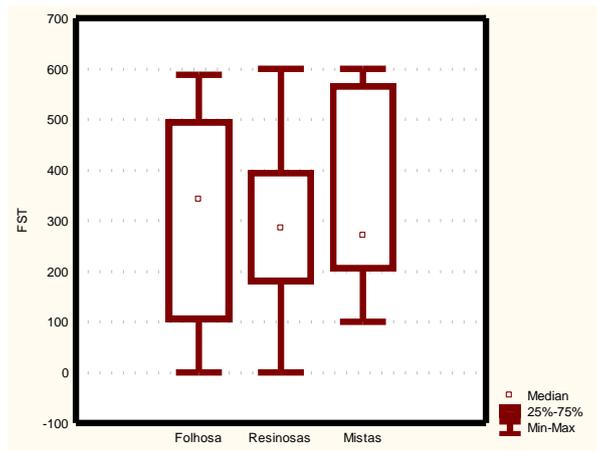


Figura 22: Mediana e respetivos intervalos resultantes da análise estatística

Na figura 22 pode verificar-se a dispersão, assim como, a mediana dos resultados de FST. Verifica-se que as florestas de folhosas são as que apresentam maiores dispersões, ao contrário das mistas.

Como já referido anteriormente a utilização deste método requer o conhecimento das taxas de decaimento fecal. Para o cálculo das densidades são utilizadas 3 alternativas de taxa de decaimento recorrendo a dados bibliográficos.

As densidades globais obtidas para a área de estudo atendendo às diferentes taxa de decaimento e considerando uma área útil de 1900 ha apresentam-se na tabela 7.

Tabela 7: Resultados das densidades globais calculados através de 3 taxas de decaimento fecal diferentes

	Taxa de 135 dias	Taxa de 188 dias	Taxa de 205 dias
corços/ha	0,0987	0,0709	0,0638
corços/100 ha	9,87	7,09	6,38
corços na área de estudo	187,65	134,75	121,21

Na tabela 8 são expostos os resultados das densidades médias para as diferentes taxas de decaimento consideradas. As densidades médias são calculadas através dos valores obtidos em cada um dos 40 transeptos.

Tabela 8: Resultados das densidades médias com o respetivo erro padrão

	Taxa de 135 dias	Taxa de 188 dias	Taxa de 205 dias
Média (ha)	0,11	0,08	0,07
Erro padrão	0,0108	0,0078	0,0070
N	40	40	40
T student 39 gl	2,022	2,022	2,022

Com os valores obtidos apresentam-se as médias e seus intervalos de confiança (tabela 9).

Tabela 9: Médias das densidades médias e intervalos de confiança (95%). As densidades são expressas em ha; 100/ha; área total.

	Taxa de 135 dias	Taxa de 188 dias	Taxa de 205 dias
Densidade (ha)	$0,11 \pm 2,022 * (0,0108)$	$0,08 \pm 2,022 * (0,0078)$	$0,0727 \pm 2,002 * (0,0070)$
Média	0,11	0,08	0,07
Max	0,1345	0,0966	0,0869
Min	0,0905	0,0650	0,0585
Densidade (100/ha)			
Média	11,0	8	7,27
Max	13,45	9,66	8,69
Min	9,05	6,5	5,95
Densidade área de estudo			
Média	209,0	153,52	138,13
Max	255,64	183,57	165,12
Min	172,08	123,57	111,15

Os valores de densidades/ha são calculados através da $\bar{x} \pm t_{39gl} * \text{erro-padrão}$, num intervalo de confiança de 95%.

Quanto à comparação dos resultados entre a densidade total e densidade média queremos fazer a ressalva de que, na primeira situação o valor resulta de dividir o somatório dos grupos totais de excrementos por toda a superfície considerada, mas na segunda situação os transeptos sem grupos de excrementos entram como zeros na média o que implica que o valor final seja superior ao da densidade total.

O facto de não se conhecer a taxa de decaimento fecal para a região impede a correta estimativa das densidades de corço presentes na área. Esta ideia vai de acordo com o confirmado por Mayle et al. (1999). No entanto com as densidades estimadas pode concluir-se que a situação da espécie na área de estudo é muito satisfatória. Comparando os resultados obtidos com o estudo realizado por Carvalho & Fonseca (2007), na serra da Lousã verificamos que as densidades de corço são muito mais elevadas no sítio Alvão-Marão. Tendo em conta o estudo efetuado por Prokesová et al. (2006), na República Checa verifica-se que as densidades obtidas são muito próximas atendendo a que o tamanho da área em estudo também é muito semelhante.

Segundo Quesada, (2009) as densidades de corço podem ser classificadas da seguinte forma:

- Densidades baixas $\rightarrow 4,1 \pm 0,94$ corços/100ha
- Densidades médias $\rightarrow 14,01 \pm 1,08$ corços/100ha
- Densidades altas $\rightarrow 36,76 \pm 3,69$ corços/100ha

Sendo assim o sítio Alvão-Marão compreende uma densidade média de corço, no entanto as densidades estão sempre associadas à qualidade do habitat. Habitats com boa qualidade permitem densidades de corço superiores, sendo que habitats fracos a densidade da espécie é menor.

5.3-Clearance plot

Este método foi aplicado nas 8 quadrículas que apresentaram maior abundância de excrementos. Como referido na metodologia, foram efetuados 3 transeptos com 4 estações por

quadrícula, perfazendo um total de 96 estações. Em média foram efetuadas 12 estações por dia o que perfaz um total de 8 dias. Tendo em conta que se efetuaram duas contagens o total de dias de amostragem para este método foram 16.

Após aplicação da metodologia já anteriormente descrita obteve-se os seguintes resultados.

Tabela 10: grupos totais de excrementos, superfície amostrada e respetivo FST

	Superfície amostrada (ha)	Número de grupos de excrementos	FST (ha)
Total	0,96	85	88,54

Como se observa na tabela 10 o número total de grupos de excrementos detetados foi inferior a 100, o que segundo Mayle et al. (1999), pode levar a erros superiores a 20%. Contudo para termo de comparação com o método anterior decidiu-se prosseguir com a metodologia Como pode ser observado, a superfície amostrada foi maior em relação ao método standing crop, o que explica o menor valor de FST.

A densidade média obtida através deste método está descrita na tabela 11.

Tabela 11: Resultados da densidade média e respetivo erro-padrão

Média	0,1476
Erro padrão	0,0180
N	8
T student 7 gl	2,3646
Nº dias	30

Apesar de não ter havido uma contagem de grupos de excrementos superior a 100, verifica-se que a densidade média calculada por este método se assemelha mais quando calculada pelo método standing crop com uma taxa de decaimento fecal de 135 dias.

Com os valores obtidos apresentam-se as suas médias e respetivos intervalos de confiança na tabela 12.

Tabela 12: Médias e respetivos intervalos de confiança (clearance plot)

Densidade (ha)	0,1476±2,3646*(0,018)
Média	0,15
Max	0,19
Min	0,10
Densidade (100/ha)	
Média	14,75
Max	19,00
Min	10,50
Densidade área de estudo	
Média	285,00
Max	361,17
Min	199,59

Os valores de densidades/ha são calculados através da $\bar{x} \pm t_{7gl} * \text{erro-padrão}$, para um intervalo de confiança de 95%.

Com a utilização deste método verifica-se que as densidades de corço na área são mais elevadas quando comparadas com as calculadas pelo método de standing crop.

A utilização do clearance plot veio mostrar que possivelmente a taxa de decaimento fecal mais próxima para a área de estudo é de 135 dias, uma vez que a média de densidade de corço calculada por este método está mais próxima do intervalo de confiança do método standing crop quando utilizada a taxa de 135 dias.

5.4-Resultados da qualidade da paisagem

A qualificação da qualidade do habitat de todas as quadrículas da área de estudo foi um passo importante para se poder tirar algumas conclusões possíveis através da análise dos mapas. O valor mínimo que poderia alcançar uma quadrícula é 9 e o máximo 42. Nos resultados da avaliação, obtivemos um intervalo de 20 a 35. A figura 23 apresenta a qualidade do habitat por intervalo de valores.

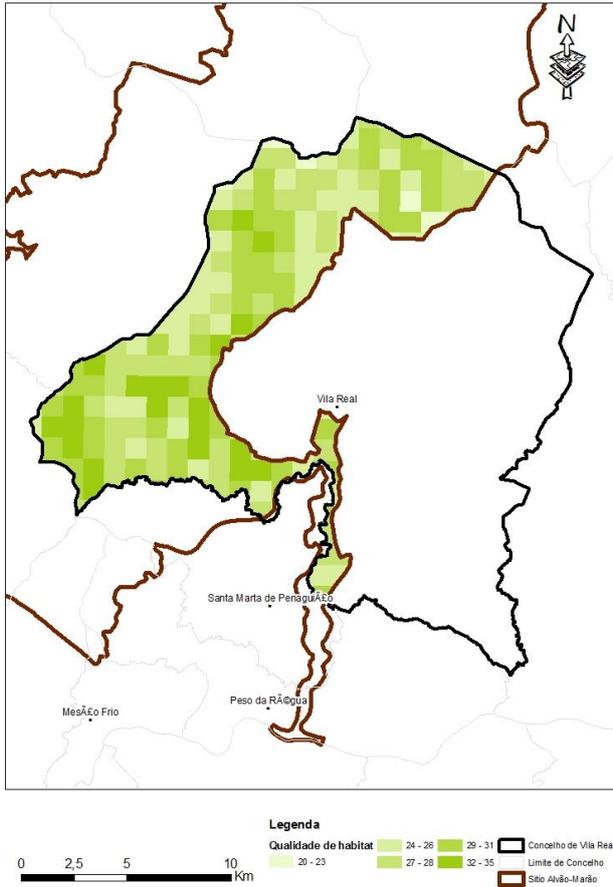


Figura 23: Mapa de qualidade de habitat

35% (7 quadrículas) entre os 400 metros e os 800 metros (figura 24).

Relativamente à orla, observa-se que os maiores valores encontram-se em ambos os extremos da área de estudo (figura 25).

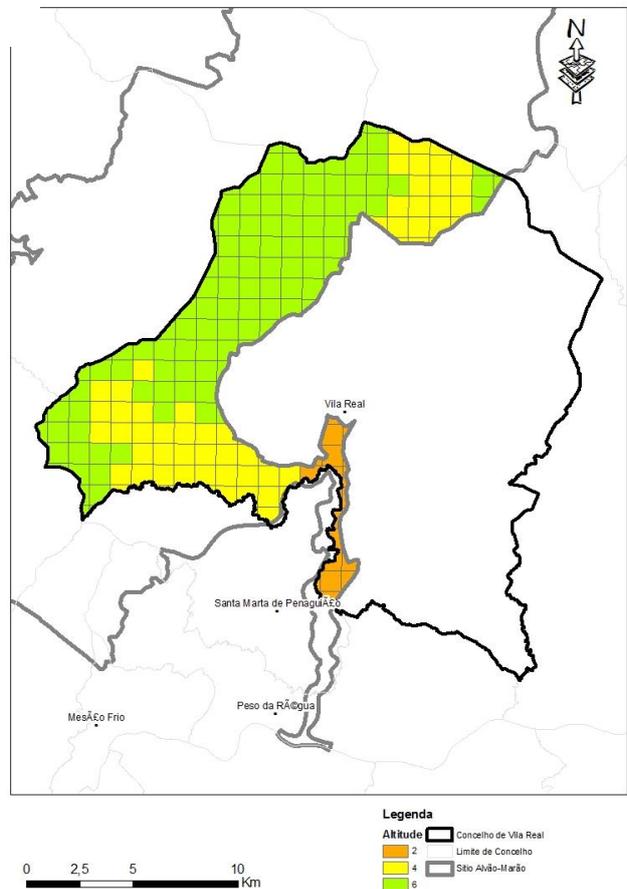


Figura 24: Mapa de qualificação altitudinal

Comparando esta figura com a anterior figura 17 de distribuição do corço, verificamos a sua ausência em áreas com valores de qualidade de habitat elevados, restringindo-se este a uma área muito específica que apresenta quadrículas com valores compreendidos entre 25 e 35.

Nas figuras 24 a 31 apresentam-se os resultados individualizados para cada uma das variáveis consideradas na avaliação do habitat.

Em termos altitudinais verifica-se que 65 % das quadrículas (13) que revelam presença da espécie estão acima dos 800 metros de altitude, estando as restantes

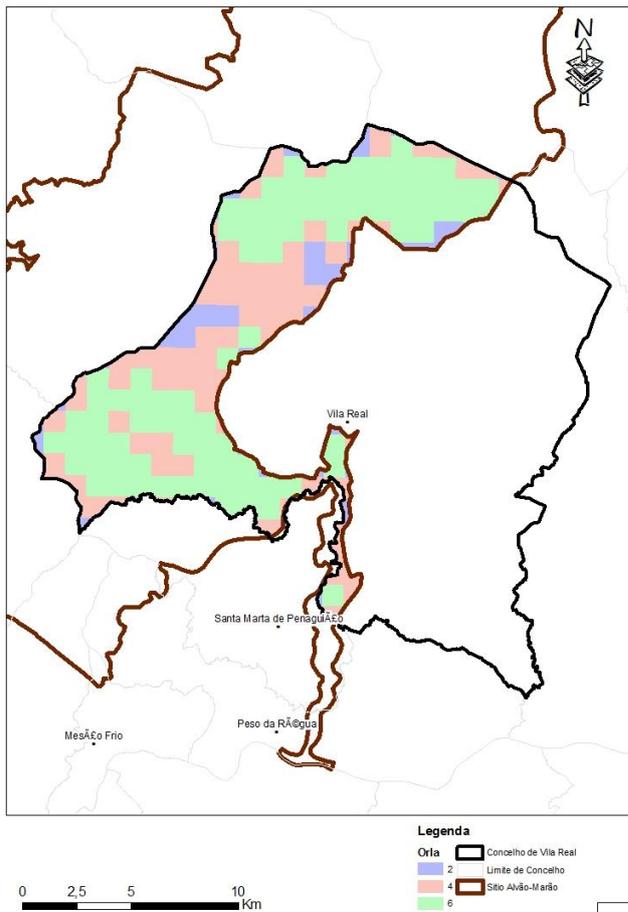


Figura 25: Mapa de qualificação relativo à orla

Quanto á tranquilidade e considerando a potencial influência de aglomerados populacionais, observa-se na figura 27 que é o extremo sul o que apresenta a maior concentração de aglomerados populacionais. Curiosamente é nesta área onde está presente o corço e onde se concentram também o maior número de estradas (figura 28).

O IP4 é uma destas estradas que atravessa a área onde o corço está presente, mas com numerosas passagens que permitem a continuidade espacial da população de

Quanto aos resultados obtidos em relação a prestação dos recursos hídricos verifica-se, pela figura 26, que este não será um fator muito limitante uma vez que existem poucas quadrículas (12 o que corresponde a 5,5%) nas quais a água não está presente.

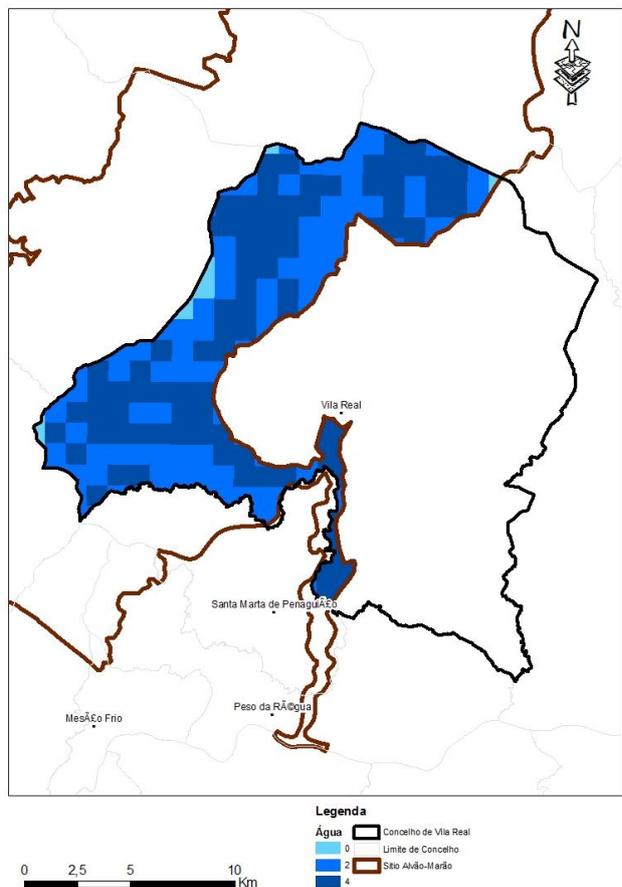
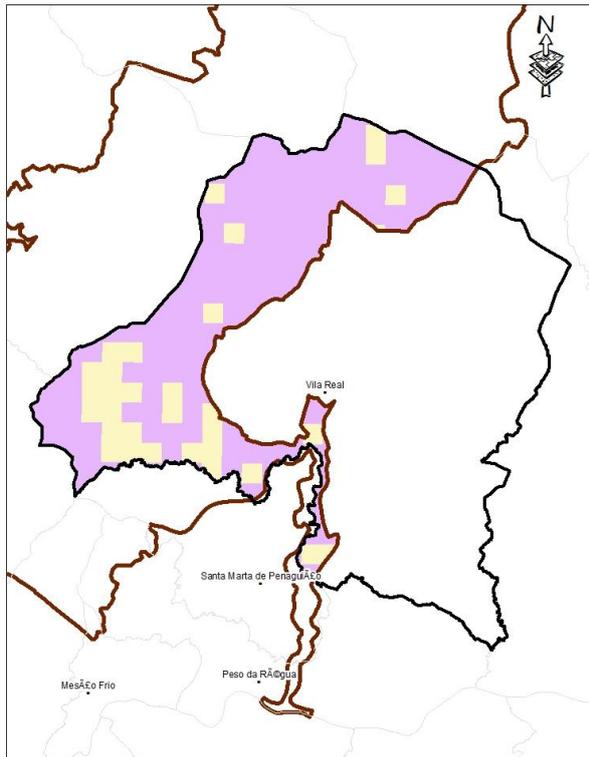


Figura 26: Mapa de qualificação relativo à água

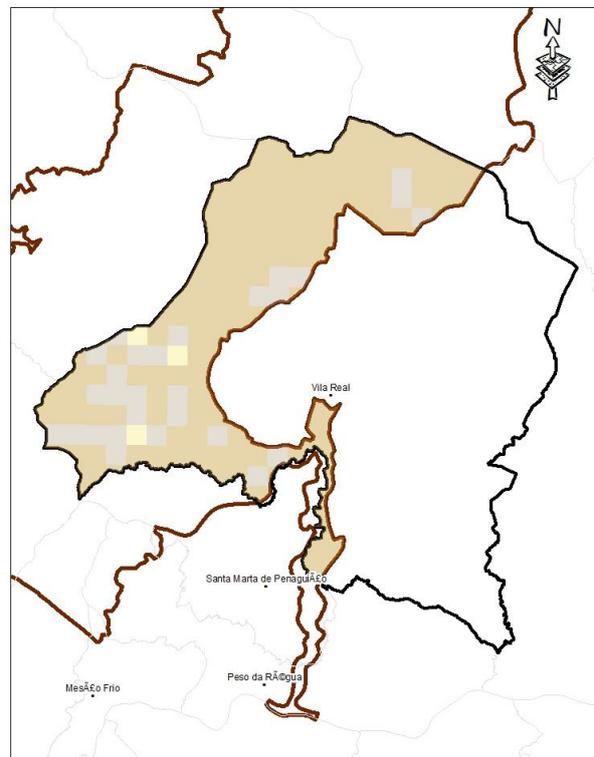


Legenda
 povoações 2
 6
 Concelho de Vila Real
 Limite de Concelho
 Sítio Alvão-Marão

Figura 27: Mapa de qualificação relativo a aglomerados populacionais

Quanto ao alimento verifica-se na, figura 29, que as áreas mais favoráveis são as zonas centrais com elevada ocorrência de matos baixos. No entanto, a área ocupada pelo corço corresponde a uma zona de média qualidade, onde os valores mais baixos correspondem à área sensivelmente ocupada pelo pinhal (33%).

corços, conforme foi verificado nas saídas de campo. Contudo efetuou-se uma comparação das quadrículas UTM de 1 * 1 km comuns com as apresentadas no estudo de Morêda, (2003) quanto à presença do corço. Verificou-se que em 4 dessas quadrículas, em que Morêda (2003) observou a presença da espécie, apesar de todo o esforço efetuado neste trabalho, não se observou qualquer indício que indicasse a sua presença. Curiosamente coincide com a área onde estão a ser efetuadas obras neste itinerário.



Legenda
 Estradas 1
 2
 4
 Concelho de Vila Real
 Limite de Concelho
 Sítio Alvão-Marão

Figura 28: Mapa de qualidade referente às estradas

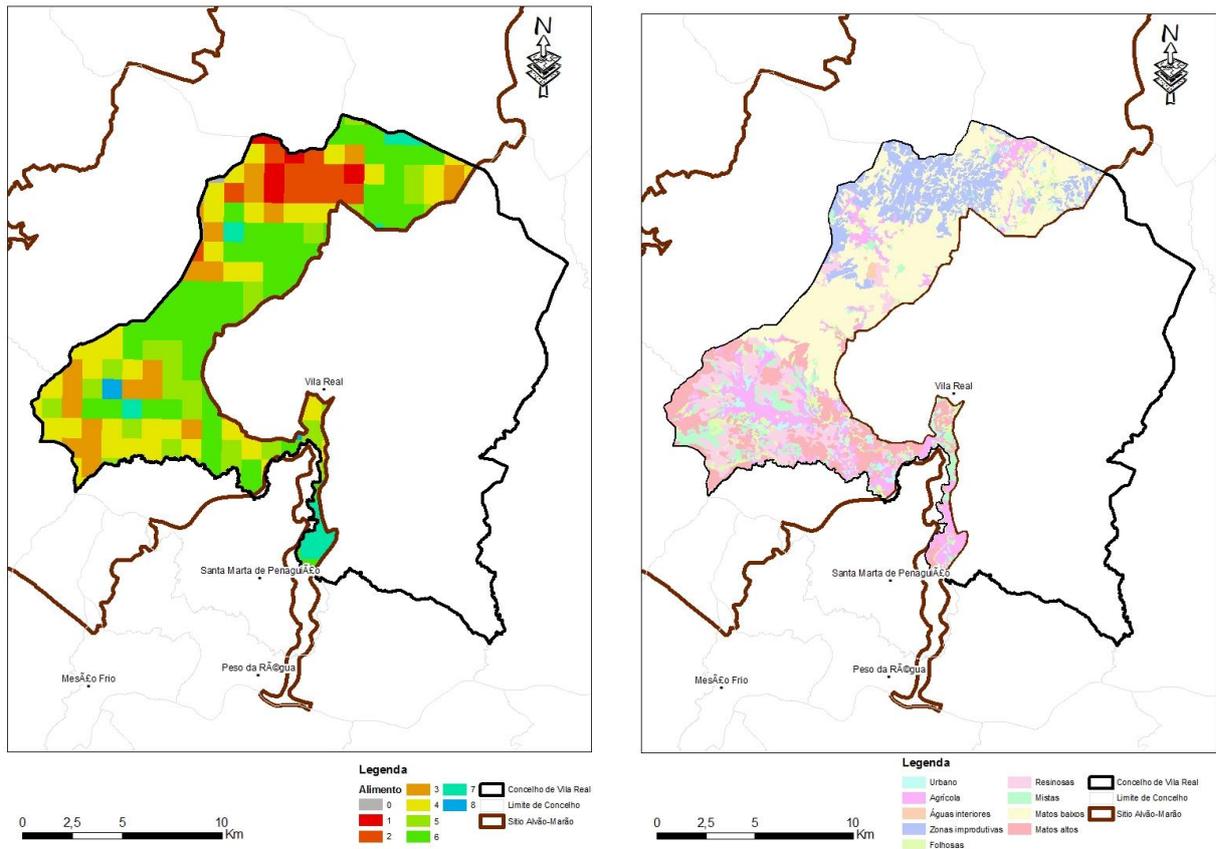
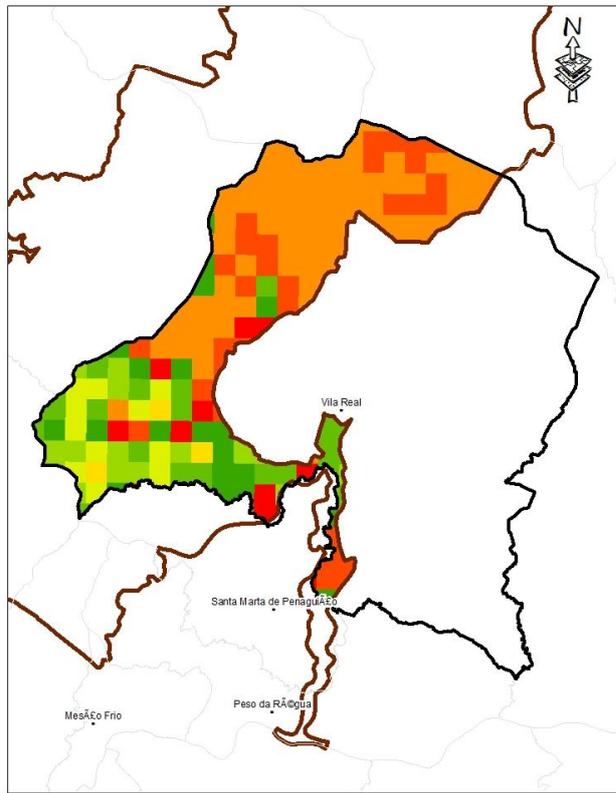


Figura 29: Mapa de qualidade referente ao alimento, juntamente com a ocupação do solo.

Relativamente ao abrigo pode observar-se pela figura 30 que a área que se apresenta mais favorável é a ocupada pelo corço, muito devido á presença de pinhal e aos matos altos. Estes resultados em relação ao abrigo podem revelar-se fundamentais para minorar os efeitos da perturbação derivada das estradas e da presença humana.

Após a análise discriminada das diferentes variáveis que contribuem para a qualidade do habitat comprovamos que naquelas zonas que apresentam quadriculas valorizadas mas sem presença de corço existe tranquilidade e alimento mas falta o abrigo.



Legenda
 ABRIGO 2 3 4 5 6 7
 0 1
 Concelho de Vila Real
 Limite de Concelho
 Sítio Alvão-Marão

Figura 30: Mapa de qualidade referente ao abrigo

Após o cruzamento destes resultados com os incêndios que afetaram a área, figura 31, verifica-se que as áreas que promovem menos abrigo à espécie são aquelas que foram mais afetadas pelos incêndios. Contrariamente à área de ocorrência do corço que não sofreu incêndios durante o período de 2000 a 2011.

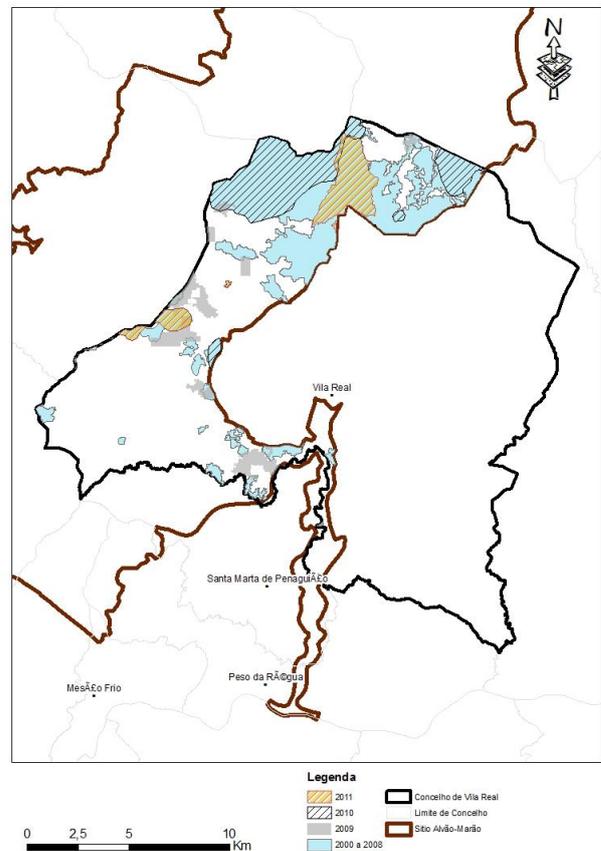


Figura 31: Mapa de incêndios que afetaram a área em diferentes períodos.

5.5-Conectividade da paisagem

Os resultados através da análise da qualidade do habitat proporcionaram a base para a construção da matriz de trabalho do conefor sensinode, considerando apenas as quadriculas positivas.

O software conefor sensinode revê quais das quadriculas com presença do corço são mais importantes.

Verificou-se que dependendo do índice escolhido (IIC ou PC) o software atribuiu diferentes importâncias às quadriculas. De considerar que o índice IIC, integra as propriedades topológicas (conectividade das quadriculas) com o atributo (qualidade do habitat).

Observando a figura 32, podemos constatar que o IIC valoriza quadriculas com maiores ligações, ou seja quadriculas que possuem várias ligações entre si. No entanto nenhuma dessas quadriculas mais valorizadas possuem as maiores densidades da espécie. Verificamos também que a seleção efetuada por este índice abrange as quadriculas com maior qualidade de habitat, com exceção da quadricula 32 que detém qualidade média (28 valores).

No que se refere ao PC verifica-se que este índice dá maior importância à fragmentação do habitat e a separação de componentes. Observando a figura 33 pode constatar-se que as quadriculas selecionadas ligam toda a área, ou seja, em

caso de remoção de uma destas quadriculas a área ficaria fragmentada e com separação de componentes. No entanto observa-se que as quadriculas selecionadas por este índice não têm

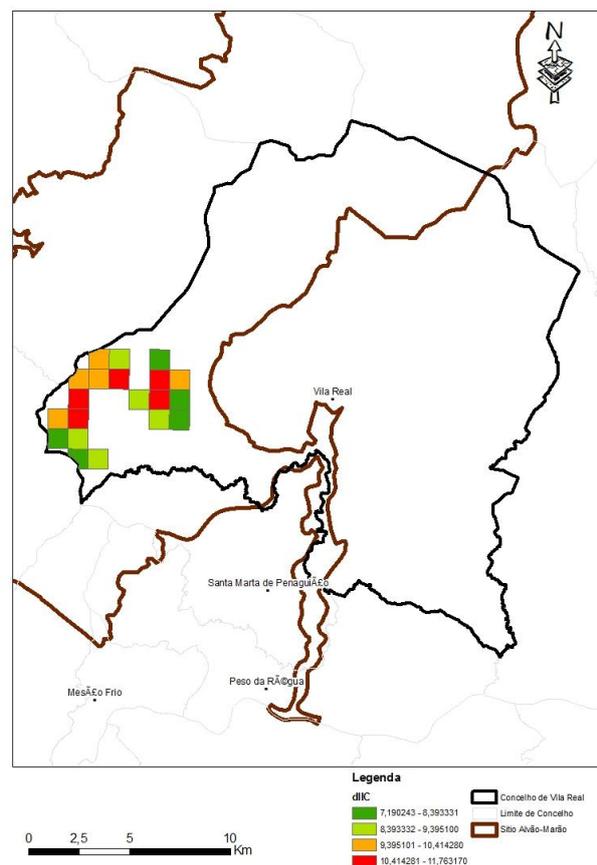


Figura 32: Resultados da conectividade da paisagem utilizando o índice IIC

qualquer ligação com a qualidade de habitat, uma vez que o software valorizou quadrículas com valores extremos de qualidade de habitat.

Da análise global dos resultados proporcionados pelo software observamos que em ambos os índices calculados as quadrículas 15 e 32 são simultaneamente selecionadas pelo programa. Concluindo-se assim que estas representam elevada importância para a conectividade da paisagem. Para que a área continue conectada, permitindo assim o fluxo da espécie, é necessário que estas áreas importantes não sofram alterações antropogénicas que provoquem uma diminuição na sua qualidade habitat, nomeadamente por incêndios, abertura de novas estradas, etc.

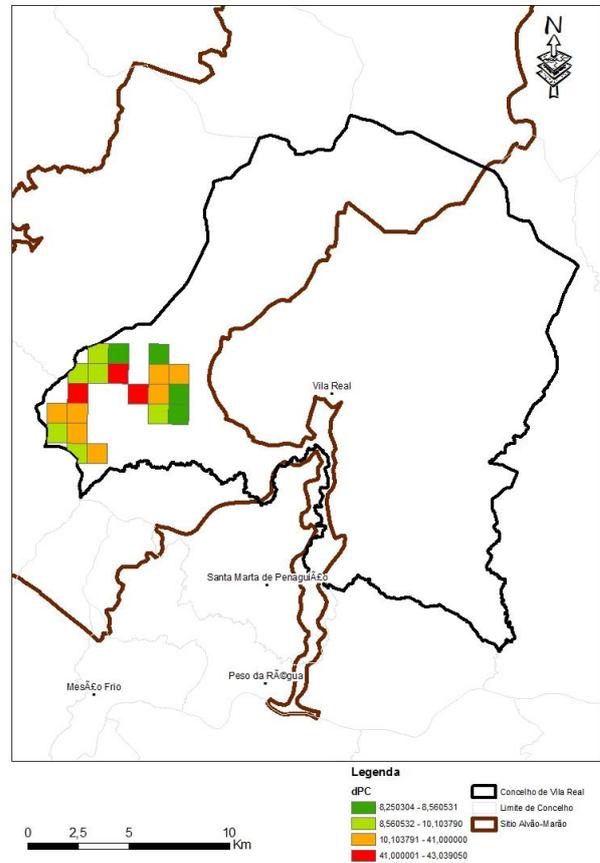


Figura 33: Resultados da conectividade da paisagem utilizando o índice PC

Após a análise do habitat e da situação do corço, parece-nos que muito provavelmente existe um fluxo de animais vindos do limite sudoeste da nossa área de estudo, pelo que futuramente seria interessante alargar a área de estudo nessa direção, que nos permitisse ter uma visão mais abrangente da paisagem no âmbito da teoria dos grafos.

6-Conclusões

Com a realização do presente estudo foi possível tirar algumas conclusões acerca do estado do corço no sítio Alvão-Marão, dentro dos limites do concelho de Vila Real.

- A elaboração do mapa atualizado de ocorrência da espécie permitiu concluir que o corço se concentra numa zona muito restrita, ocupando 9% da área em estudo.

- Verificou-se que o corço localiza-se em altitudes compreendidas entre os 600 e 1200 m, mostrando preferências por altitudes superiores aos 800 metros.
- Verificou-se que apesar de a área de ocorrência do corço ser atravessada pelo IP4, esta é suficientemente permeável, uma vez que a espécie ocorre em ambos os lados da estrada.
- O contraste dos resultados obtidos com os dois métodos de estimas de densidade indicia que, e para o “standing crop”, a taxa de decaimento fecal dos 135 dias é adequada para a área de estudo, entre os diferentes valores utilizados na Europa.
- Seria importante efetuar um estudo posterior direcionado ao cálculo da taxa de decaimento fecal no local, o que permitirá determinar com maior precisão as densidades mediante o método do “standing crop”.
- Em termos de densidades verifica-se que dependendo da taxa de decaimento fecal utilizadas as densidades calculadas podem variar. Contudo pelos resultados obtidos verifica-se que a densidade média obtida com o standing crop de largura variável é aproximadamente 11 indivíduos/100 ha.
- A elaboração do mapa de qualidade de habitat para área de estudo, permitiu verificar que o abrigo é o fator mais relevante para a presença da espécie, uma vez que o corço apenas ocorre nas zonas mais favoráveis em termos de abrigo.
- Verificou-se que as áreas com menor qualidade em termos de abrigo, têm sido alvo de incêndios nos últimos anos, o que faz com que a vegetação se mantenha sempre baixa reduzindo assim a possibilidade de colonização do corço.
- O software cone for sensinode permitiu concluir quais as quadriculas mais importantes em termos de conectividade da paisagem dentro da área de ocorrência da espécie.
- Para uma possível colonização do corço a áreas mais a norte, seria importante promover alguma florestação nas áreas ardidas promovendo assim condições de abrigo para a espécie.
- Seria igualmente importante a revisão da política contraincêndios uma vez que parece que a atual adotada não tem tido os resultados desejados.

Tendo em conta os resultados obtidos durante as várias fases do estudo e as conclusões anteriormente mencionadas, pode dizer-se que, em termos globais, o sítio Alvão-Marão apresenta um núcleo populacional com densidades adequadas à qualidade do habitat, consideradas no nível médio. A qualidade do habitat pode ser melhorada, principalmente na componente relativa ao abrigo.

Relativamente à gestão da espécie, é necessário referir que essa só poderá ser eficiente se existir um acompanhamento contínuo no tempo, efetuado por equipas multidisciplinares, assim como uma ação conjunta entre várias entidades que detenham objetivos comuns.

Bibliografia

- Acevedo, P., Delibes-Mateos, M., escudero, M., Vicente, J., Marco, J., & Gortázar, C. (2005). Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains. Spain: *Journal of Biogeography* 32(9):1671-1680.
- Acevedo, P., Ferreres, J., Jaroso, R., Durán, M., Escudero, M., Marco, J. (2010). Estimating roe deer abundance from pellet group counts in Spain: An assessment of methods suitable for Mediterranean woodlands. *Ecological Indicators* (10): 1226-1230.
- Andersen R, Linnell JDC. (1998). Ecological correlates of juvenile roe deer in a predator free environment. *Can. J. Zool.*(76): 1217-1225
- Blanco, J. C. (1998). Mamíferos de España: Cetáceos, Artiodáctilos, Roedores y Lagomorfos de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. In *Mamíferos de España Volume 2*: (p. 385). Editorial Planeta.
- Boisauvert, B., & Boutin, J.-M. (1988). *Le chevreuil*. Paris: Hatier.
- Braza, F. (1990). *El corzo en la Sierra de Cadiz*. Sevilla: Junta.
- Braza, F., San José, C., Aragon, S., & Delibes, J. (1994). *El corzo andaluz*. Sevilla: Junta de Andalucía.
- Braza, F., San José, C., & López, M. (2004). *El corzo em los alcornoques. El corzo em los alcornoques mapa de calidad de hábitats*. Sevilla, Andalucía, Espanha: Consejería de Obras Públicas y Transportes.
- Buckland, S. (1992). A review of deer count methodology. Report to Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, UK.
- Buckland, S., Anderson, D., Burnham, K., & Laake, J. (1993). *Distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. London: Chapman & Hall.
- Bugalho, M. N. (1992). Aplicação do método da contagem de grupos de excrementos para determinação do uso de habitat e densidades populacionais numa população de veados (*Cervus elaphus*, L.). *Relatório de trabalho de fim do curso de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia*. Universidade Técnica de Lisboa.
- Bunn, A., Urban, D., & Keitt, T. (2000). Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* (59): 265-278.
- Buruaga, M. S., Calero, A. L., & Purroy Iraizoz, F. J. (2001). Reconocimiento de sexo y edad en especies cinegéticas. León: Edilesa.

- Cabral, M., Imeida, J., Almeida, P., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados*. Lisboa: Instituto de Conservação da Natureza.
- Cagnacci, F., Forcardi, S., Heurich, M., Stache, A., Mark Hewison, A., Morellet, N. (2011). Partial migration in roe deer: migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. *Oikos* (120): 1790-1802.
- Campbell, D., Swanson, G. M., & sales, J. (2004). Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *Journal of Applied Ecology* (41): 1185-1196.
- Cargnattuti, B., Reby, D., desneux, L., Angibault, J. M., Joachim, J., & Hewison, A. J. (2002). Space use by roe deer in a fragmented landscape. Some preliminary results. *Terre Vie* (57): 29-37.
- Carvalho, P., & Fonseca, C. (2007). Evaluation of roe deer density and habitat preferences in central Portugal. *Aveiro, Portugal*.
- Carvalho, P., Nogueira, A. J., Soares, A. M., & Fonseca, C. (2008). Ranging behaviour of translocated roe deer in a Mediterranean habitat: seasonal and altitudinal influences on home range size and patterns of range use. *Mammalia* (72) 89-94.
- Colbert, J., Danchin, E., Dhondt, A., & Nichols, J. (2001). *Dispersal*. Oxford: Oxford University Press.
- Danilkin, A., & Hewison, A. (1996). *Behavioural Ecology of Siberian and European Roe Deer*. London: Chapman & Hall.
- Drozdz, A. (1979). Seasonal Intake and Digestibility of Natural Foods by Roe-Deer. *Acta Theriologica* (24): 137-170.
- Forman, R. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: John Wiley.
- Fonseca, C., & Carvalho, P. (2005). *Biologia e gestão do corço (Capreolus capreolus L.)*. Santo Humberto: Boletim da Confederação Nacional Caçadores Portugueses nº.2: 14-18.
- Gaillard, J.-M., Hewison, A., Kjellander, P., Pettorelli, N., Bonenfant, C., Van Mooter, B. (2008). Population density and sex do not influence fine-scale natal dispersal in roe deer. *Proc Biol Sci* (275): 2025-2030.
- Greenwood, P. J., & Harvey, P. H. (1982). The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology & Systematics* (13) 1-21.
- Guitian, J., & Bermejo, T. (1987). Aplicación de dos métodos de censo de corzo (*Capreolus capreolus*) en una población de las montañas cantábricas occidentales. *San Sebastian: Munibe (ciencias Naturales)*.

- Gutiérrez, J. A., Sánchez, J. C., Medrano, S. L., Diez, I. M., Benito, D. m., & Pérez, P. T. (2004). *Biología, métodos de censo y daños de corzo a la vegetación en Palacios de Compludo*. Ponferrada.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- Harary, F. (1969). *Graph theory*. Reading: MA.
- Hemami, M.-R., Watkinson, A., & Dolman, P. (10 de maio de 2005). Population densities and habitat associations of introduced muntjac *Muntiacus reevesi* and native roe deer *Capreolus capreolus* in a lowland pine forest. *Forest Ecology and Management* (194): 49-60.
- Hewison, A. J., Angibault, J. M., Cargnelutti, B., Coulon, A., rames, J. L., Serrano, E. (2007). Using radio-tracking and direct observation to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density in a fragmented landscape: a pilot study. *Wildl. Biol* (13): 3.
- Hofmann, R. (1989). Evolution steps of ecophysical adaptation and diversification of ruminants: A comparative view of their digestive system. *Oecologia* (78): 443-457.
- Instituto Português do mar e da atmosfera. (s.d.). *Normais climatológicas - 1981-2010 (provisórias)- Vila Real*. Obtido em 4 de dezembro de 2012, de Instituto de meteorologia, IP Portugal: <http://www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/023/>
- ICNB, I. d. (7 de abril de 2008). Plano de ordenamento do Parque Natural do Alvão.
- Junquera, R. S. (2005). Evaluación de la calidad del hábitat para el corzo (*Capreolus capreolus* L.) Mediante sistemas de información geográfica (S.I.G.) en la comarca conegética 6 de Cantabria. Asociación y Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Forestales.
- Krebs, C. J. (1994). *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. New York: harper Collins Cpllege 4th edition.
- Latham, J. (1999). Inetrspecific interactions of ungulates in European forests: an overview. *London: For. Ecol. Manage* (120): 13-21.
- MacArthur, R., & Wilson, E. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Macdonald, M., & Barrett, P. (1993). *Mammals of Britain and Europe*. London: HarperCollins.
- Malo, J. E., & Suárez, F. (1995). Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa. *Oecologia* (104) 246-255.

- Marques, F. F., Buckland, S. T., offin, D., Dixon, C. E., Borchers, D. L., Mayle, B. A. (2001). Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *J. Appl. Ecol* (38): 349-363.
- Mateos-Quesada, P. (2002). *Biología y comportamiento del corzo ibérico*. Cáceres: Universidad de Extremadura, servicio de publicaciones.
- Mateos-Quesada, P. (2011). *Corzo - Capreolus capreolus*. Obtido em 3 de abril de 2013, de Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles : <http://www.vertebradosibericos.org/mamiferos/pdf/capcap.pdf>
- Mattioli, L., Apollonio, M., Mazzarone, V., & Centofanti, E. (1995). Wolf food habits and wild ungulate availability in the Foreste Casentinesi National Park, Italy. *Ata Theriologica* (40): 387-402.
- Maublanc, M. L., Bideau, E., & Vincent, J. P. (1987). Flexibilité de l'organisation sociale du chevreuil en fonction des caractéristiques de l'environnement. Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France.
- Mayle, B., Peace, A., & R.M.A., G. (1999). How Many Deer? Forest Commission (18). Forest Commission, Edinburgh.
- McIntosh, R., Burlton, F., & McReddie, G. (20 de June de 1995). Monitoring the density of a roe deer *Capreolus capreolus* population subjected to heavy hunting pressure. *Forest ecology and Management* (79): 99-106.
- Mitchell, B., Rowe, J., Ratcliffe, P., & Hinge, M. (1985). Defecation frequency in roe deer (*Capreolus capreolus*) in relation to the accumulation rates of fecal deposits. *Journal of Zoology* (207): 1-7.
- Morêda, R. (2003). *Avaliação da ocorrência do corço no Alvão-Marão*. Vila Real: Relatório de licenciatura (UTAD).
- Moura, R. M. (1992). *Parque Natural do Alvão - Perspetivas*. Lisboa: Serviço Nacional de Parques.
- O corço. (s.d.). Obtido em 5 de abril de 2013, de http://www.apaginadomonteiro.net/o_corco1.htm
- Pardis, E., Baillie, S., Sutherland, W., & Gregory, R. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*. (67): 518-536
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006). Comparison and development of a new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* (21): 959-967
- Perzanowski, K. (1978). Effect of Winter Food Composition on Roe-Deer Energy Budget. *Ata Theriologica* (23): 457-470.

- Prokesová, J., Baranceková, M., & Homolka, M. (2006). Density of red oand roe deer their distribution in relation to different habitat characteristics in floodplain forest. *Folia zool.*(55): 1-14
- Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks and population regulation. *Americam Naturalist* (132): 652-661.
- Putman, R. (1984). Facts from faeces. *Mammal Review* (14): 79-97
- Quesada, C. N. (agosto de 2009). Manual para la gestión de poblaciones de mamíferos. Oviedo.
- Ratcliffe, P. (1987). Red deer population changes and independent assessment of population size. *Symposia of the Zoological Society of London*,58, 153-165
- Ratcliffe, P., & Mayle, B. (1992). Roe deer biology and management Forestry Commission Bull. 105HMSO, London: 28
- Richard, E., Morellet, B., Cargnelutti, J. M., Angibault, C., Vanpé, C., & hewison, A. J. (22 de April de 2008). Ranging behaviour and excursions of female roe deer during the rut. *Behavioural Processes* (79): 28-35.
- Rivas-Martínez, S. (1987): Mapa de series de vegetación de España. ICONA, Serie Técnica.268 p. + 30 mapas. Madrid
- Salazar, D. C. (2009). Distribuição e estatuto de veado e corço em Portugal.Dissertação de mestrado Aveiro.
- San José, C., & Dorado, A. (s.d.). Manual de conservación y Gestión del Corzo Andaluz. Junta de Andalucía.
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat avaliability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* (83): 91-103.
- Saura, S., & Torné, J. (16 de May de 2008). Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. Spain: *Environmental Modelling & Software* (24): 135-139.
- Śmietana, W., & Klimek, A. (1993). Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. *Ata Theriologica* (38): 245-251.
- Tajchman, K., Gawryluk, A., & Drozf, L. (2010). Effects of roads on populations of wild game in the Lublin region. *Ol Pan.*(7): 420-427.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* (68).

- Tixier, H., & Patrick, D. (1996). Are european roe deer browsers? A review of. *Revue Ecologie. Terre et Vie* (51:3)-17.
- Torres, R. M. (11 de janeiro de 2011). *O Corço (Capreolus capreolus)*. Obtido em 15 de abril de 2013, de Santo Huberto portal do caçador: http://www.santohuberto.com/sh_conteudo.asp?id=1422
- Torres, R. T., Santos, J., Linnell, D.C., J., Virgós, E., & Fonseca, C. (30 de October de 2010). Factors affecting roe deer occurrence in a mediterranean landscape, Northeastern Portugal. *Mammalian Biology* (76): 491-497.
- Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* (82): 1205-1218.
- Zozaya, E. L. (s.d.). Patrones de colonización postincendio de aves de hábitats abiertos en paisajes Mediterráneos. Universitat de Lleida.