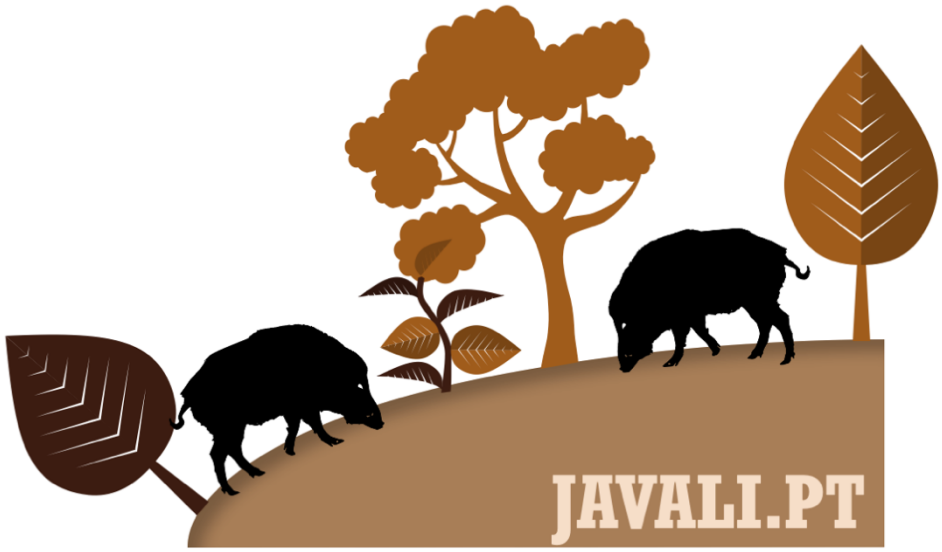
Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal

relatório final



Aveiro, dezembro de 2022

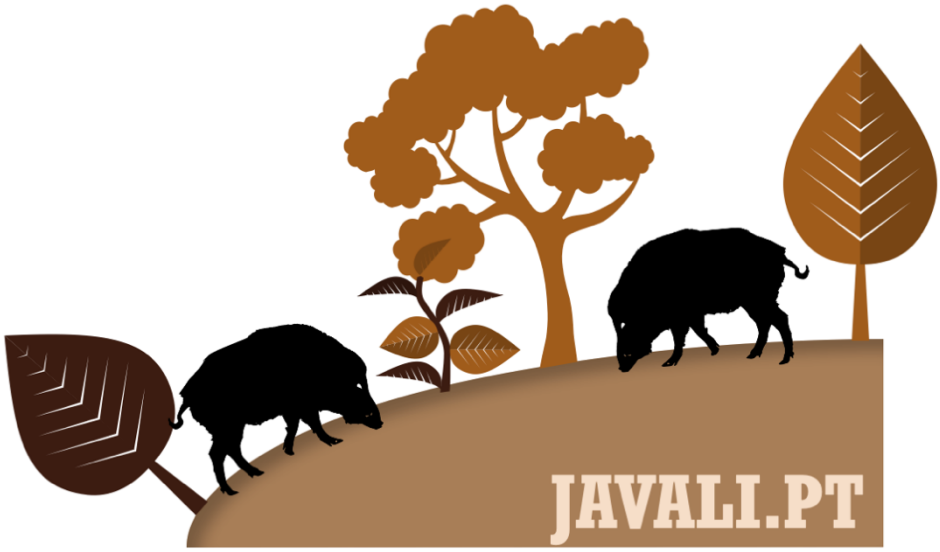
FUNDO FLORESTAL PERMANENTE

CESAM

dbio universidade de aveiro departamento de biologia

UNIDADE VIDA SELVAGEM

JAVALI.PT



Unidade de Vida Selvagem
Departamento de Biologia & CESAM
Universidade de Aveiro

Citação recomendada: Torres RT, Pinto N, Fonseca C, Pereira G, Barroqueiro C e Carvalho J (2022). Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal. Relatório Final. Departamento de Biologia & CESAM, Universidade de Aveiro, Aveiro, 113 pp.

ÍNDICE GERAL

ÍNDICE GERAL		3
ÍNDICE DE FIGURAS		4
ÍNDICE DE TABELAS		5
JUSTIFICATIVA		6
OBJETIVOS		6
A.	Estimativa de distribuição e abundâncias populacionais do javali em Portugal	7
B.	Estado biológico da população de javalis a nível nacional	49
C.	Ecologia espacial e mitigação de potenciais prejuízos provocados pelo javali	55
D.	Acidentes rodoviários	77
E.	Considerações finais	91
F.	Agradecimentos	96
G.	Referências	97
H.	Anexos	102

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1- Distribuição das câmaras fotográficas instaladas, nas 16 áreas piloto, que correspondem a um total de 21 zonas de caça e Parque Natural da Arrábida. 9
Figura 2 - Distribuição das câmaras de armadilhagem fotográfica, por área piloto. 13
Figura 3 - Colocação das câmaras de armadilhagem fotográfica. 14
Figura 4 - Representação

prática do esquema de amostragem necessário ao cálculo dos parâmetros para posterior estimativa das densidades. 18
Figura 5 - Esquema do Geogebra, exemplificando a deslocação do animal, com recurso à localização das marcas naturais, sendo possível determinar o ângulo e a distância de deteção, bem como a distância percorrida. 20
Figura 6 - Taxa de indivíduos detetados nas câmaras fotográficas em cada área piloto. O tamanho dos círculos corresponde à taxa de javalis por câmara/dia. (relativamente à Tapada Nacional de Mafra, para efeitos do presente do relatório, apenas foi possível analisar 7 das 25 câmaras totais, uma vez que o número de registos era muito elevado) 36
Figura 7 - Tendência do número de javalis caçados em território nacional. 40
Figura 8- Tendências gerais relativas ao número de caçadores e número de licenças por ano, classe etária e região cinegética (RC). De referir que os valores apresentados são estatísticas gerais fornecidas pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas e que atualmente não é possível discriminar se são licenças de caça maior e de caça ao javali. 41
Figura 9— Estimativa da abundância de javali em território nacional. 44
Figura 10— Representação da abundância de javali em território nacional, tal como o número médio de abates reportados ao ICNF (entre 2010-2020) e os acidentes rodoviários reportados (2010-2020). 45
Figura 11— Biometrias dos animais amostrados, distribuídas por sexo e classe etária. 52
Figura 12 - Armadilhas para capturar os javalis (à esquerda) e os colares GPS (à direita). 55
Figura 13- Armadilhas colocadas no campo em Penela, uma área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental. 57
Figura 14 - Localização das armadilhas para capturar os javalis em Penela, uma área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental. 58
Figura 15- Localizações dos animais capturados e libertados com colar GPS numa área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental. 60
Figura 16 - Localizações dos animais com colar GPS numa área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental, e respetiva área vital e da área nuclear. 63
Figura 17 — Representação gráfica evidenciando a intensidade de uso de cada uso/ocupação do solo, por hora do dia, numa área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental. 63
Figura 18 - Armadilhas colocadas no campo em Pedrogão, uma área representativa dos milheirais de latifúndio da região centro sul de Portugal continental. 65
Figura 19 - Localização das armadilhas para capturar os javalis na Herdade do Pedrógão, uma área representativa dos espaços agrícolas de latifúndio, da região centro-sul de Portugal Continental. 65
Figura 20 - Localizações dos animais capturados e libertados com colar GPS na zona de Montemor-o-Novo, numa área representativa dos espaços agrícolas de latifúndio, nomeadamente de culturas de milho, da região sul de Portugal Continental. 67
Figura 21 - Localizações dos animais com colar GPS na zona de Montemor-o-Novo, e respetiva área vital e da área nuclear. 68
Figura 22- Representação gráfica evidenciando a intensidade de uso de cada uso/ocupação do solo, por hora do dia, na zona de Montemor-o-Novo. 69
Figura 23- Localização das armadilhas para capturar os javalis no Parque Natural da Arrábida, uma área com registo de incursões frequentes do javali em espaços humanizados. 72
Figura 24- Localizações dos animais capturados e libertados no Parque Natural da Arrábida, uma área com registo de incursões frequentes do javali em espaços humanizados. 72
Figura 25- Localizações dos animais com colar GPS no P Parque Natural da Arrábida, e respetiva área vital e da área nuclear. 73
Figura 26- Representação gráfica evidenciando a intensidade de uso de cada uso/ocupação do solo, por hora do dia, no Parque Natural da Arrábida. 74
Figura 27- Número de acidentes envolvendo as três espécies de ungulados. 78
Figura 28 - Distribuição do número de acidentes mensais, em 2019 e 2020, envolvendo o javali, em Portugal. 78
Figura 29- Distribuição do número de acidentes agrupando os meses de caça e de "não caça", em 2019 e 2020, envolvendo o javali, em Portugal. 79
Figura 30- Distribuição do número de acidentes por hora e dia da semana, em 2019 e 2020, envolvendo o javali, em Portugal. 80
Figura 31- Número de acidentes por tipo de via de comunicação. 81
Figura 32 - Padrões espaciais, e densidade dos acidentes envolvendo o javali, no ano de 2019 e 2020. 82
Figura 33 - Número de acidentes envolvendo o javali, no ano de 2019 e 2020. 83
Figura 34 - Densidade dos acidentes (número de acidentes por km) durante o ano de 2019 (esquerda) e 2020 (direita). 84

ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 1- TOTAL DE CÂMARAS INSTALADAS POR ÁREA PILOTO, NÚMERO DE FOTOGRAFIAS E RESPETIVOS REGISTOS DE JAVALI. 15
TABELA 2- ESTIMATIVA DOS VALORES DE DENSIDADE DE JAVALI, COM CRIAS. 37
TABELA 3— ESTIMATIVA DOS VALORES DE DENSIDADE DE JAVALI, SEM CRIAS. 38
TABELA 4— TOTAL DE JAVALIS AMOSTRADOS NAS MONTARIAS (* SEXO DESCONHECIDO). 50
TABELA 5 - MÉDIA, MEDIANA, INTERVALO E TAMANHO DA AMOSTRA DE TODAS AS MEDIDAS E CONDIÇÃO CORPORAL DE JAVALI POR CLASSE DE IDADE. 51
TABELA 6 — TABELA DE CORREÇÕES DE ŠIDÁK PARA COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS APÓS A ANOVA DE 2 VIAS. 53
TABELA 7- INFORMAÇÕES ACERCA DOS JAVALIS CAPTURADOS ATÉ AO MOMENTO NA SERRA DA LOUSÃ, UMA ÁREA REPRESENTATIVA DOS ESPAÇOS AGROFLORESTAIS DE MINIFÚNDIO DA REGIÃO CENTRO DE PORTUGAL CONTINENTAL. 59
TABELA 8- INFORMAÇÕES ACERCA DOS JAVALIS CAPTURADOS NUMA ÁREA COM REGISTO DE INCURSÕES FREQUENTES DO JAVALI EM EXPLORAÇÕES AGRÍCOLAS DE LATIFÚNDIO. 66
TABELA 9 - INFORMAÇÕES ACERCA DOS JAVALIS CAPTURADOS ATÉ AO MOMENTO NO PARQUE NATURAL DA ARRÁBIDA, UMA ÁREA COM REGISTO DE INCURSÕES FREQUENTES DO JAVALI EM ESPAÇOS HUMANIZADOS. 71
TABELA 10 — ÁREAS VITAIS (MCP 95%) E NUCLEARES (MCP 50%) DOS ANIMAIS LIBERTADOS (AS MÉTRICAS FORAM APENAS CALCULADAS PARA OS ANIMAIS CUJOS COLARES EMITIRAM MAIS DE 2 MESES). 76
TABELA 11- NÚMERO DE ACIDENTES POR DISTRITO, EM 2019 E 2020. 85
TABELA 12- HIPÓTESES TESTADAS E VARIÁVEIS USADAS NOS MODELOS. 86

JUSTIFICATIVA

O javali (*Sus scrofa*) é considerado, atualmente, um expressivo problema económico, social e, por vezes, ecológico e sanitário. Esta adjetivação carece de um estudo rigoroso que a justifique e que lance as bases objetivas para a sua gestão e mitigação dos seus impactos. As nuances espaciais relativas à gestão cinegética, densidade populacional, condição sanitária e impacto socioeconómico da espécie carecem de um estudo nacional que permita discernir e explicar potenciais heterogeneidades regionais. A recente expansão da Peste Suína Africana na Europa, associada à importância económica e social da suinicultura e ao facto de o javali ser considerado um dos mais importantes reservatórios de doenças infectocontagiosas, consubstanciam a necessidade de um estudo detalhado sobre o javali em Portugal. Esta avaliação premente não deve envolver apenas a monitorização ecológica e sanitária da população de javali, mas também os vários aspetos e condicionantes que fomentem ou mitiguem os contactos, cada vez mais frequentes, do javali com o Homem e o gado doméstico em áreas rurais e periurbanas. Contudo, deparamo-nos com a ausência de uma base técnico-científica sólida que atualize o conhecimento sobre a ecologia e demografia do javali em Portugal. O Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal vem colmatar esta lacuna e o sucesso da sua implementação será uma condição chave para a valorização ecológica e económica da espécie, e o único meio possível para fazer face aos desafios ecológicos e sanitários emergentes. **O presente relatório reporta os resultados do Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal (setembro 2020 – dezembro 2022).**

OBJETIVOS

O Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal assenta em três objetivos-chave que devem caracterizar um plano de monitorização rigoroso e abrangente de uma população silvestre. O primeiro envolve o **conhecimento do tamanho populacional**. O segundo consiste na **descrição e acompanhamento dos principais parâmetros fisiológicos e indicadores de condição física dos animais**. O terceiro contempla a **avaliação do habitat e dos fatores que possam aumentar ou diminuir o impacto e dimensão dos prejuízos causados pela espécie**. A compilação de toda a informação servirá de base para a definição de planos e estratégias aplicadas à gestão sustentável e mitigação dos potenciais impactos negativos (*e.g.*, prejuízos agroflorestais, disseminação de doenças) do javali.

A. Estimativa de distribuição e abundâncias populacionais do javali em Portugal

Para o conhecimento do tamanho e da estrutura populacional foi escolhido o método de armadilhagem fotográfica. Esta metodologia está bem estabelecida no meio científico, e é comumente usada para estudar a ecologia de várias espécies (lince ibérico, Guil et al., 2010; lobo, Mattioli et al., 2018; javali, Massei et al., 2018; veado, Romani et al., 2018), sendo igualmente a metodologia proposta pelo consórcio ENETWILD (www.enetwild.com, ENETWILD, 2020) para a estimativa de abundância do javali a nível do continente europeu. Além de fornecer informação sobre a abundância populacional, esta metodologia também permite derivar um conjunto de informação sobre os ritmos circadianos da espécie e potenciais áreas de contacto com ungulados domésticos. Na sequência dos dados gerados pelo trabalho agora apresentado, temos como objetivo avaliar se os resultados da atividade cinegética podem ser usados, ou não, como proxy da abundância do javali. Caso esta avaliação permita confirmar a fidedignidade dos dados reportados pelas zonas de caça ao Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, os resultados obtidos através da atividade cinegética poderão e deverão ser usados no futuro como um complemento para avaliar tendências populacionais, a distribuição da espécie e para aceder à estrutura das distintas populações.

A.1. Áreas de implementação do projeto

Inicialmente, foram identificadas e selecionadas **14 áreas piloto** para a implementação do projeto (cada área é uma unidade de gestão que corresponde a uma ou mais zonas de caça), representativas das realidades cinegéticas (tipologias de zonas de caça e de gestão cinegética), da variabilidade ambiental e ecológica do país e da gestão e usos do solo. Adicionalmente, foram adicionadas **duas áreas piloto**, no sentido de colmatar algumas lacunas geográficas da amostragem. A adesão das zonas de caça foi na generalidade bastante positiva. A necessidade de colmatar lacunas ecológicas e geográficas, entretanto identificadas, levou a uma amostragem mais representativa do que a que estava inicialmente prevista. **No total, foram amostradas 16 áreas piloto num total de 21 zonas de caça, e também o Parque Natural da Arrábida, algumas das quais, em duas épocas de amostragem, o que representa um esforço logístico e de processamento muito considerável.** Para a execução deste projeto, o país foi dividido em quatro regiões: norte, centro-norte, centro-sul e sul, sendo que em cada região existem várias áreas piloto. Em cada área piloto, foram colocadas 25-30 câmaras de armadilhagem fotográfica, com o objetivo de garantir a representatividade de cada área e dar resposta ao protocolo de amostragem preconizado pela iniciativa europeia ENETWILD.

As campanhas de campo tiveram início em janeiro de 2021, depois de terem sido encetados os contactos necessários com as diferentes zonas de caça. Foram amostradas, com recurso a câmaras de armadilhagem

fotográfica (Browning Strike Force HD PRO), a totalidade das 16 áreas piloto, sendo que 13 foram amostradas em duas épocas. No total, foram colocadas -, distribuídas pela **Zona de Caça Associativa de Castreja** (n = 25), **Zona de Caça Nacional da Lombada** (n = 30), **Zona de Caça Associativa de Castelo Melhor** (n = 25), **Zona de Caça Municipal Porca de Murça** (n = 25), **Zona de Caça Associativa do Alto Paiva e Côvo + Zona de Caça Municipal de Fráguas + Zona de Caça Municipal de Queiriga** (n = 30), **Zona de Caça Municipal de Aveiro** (n = 25), **Zona de Caça Turística da Herdade da Cubeira** (n = 25), **Zona de Caça Municipal de Penela** (n = 25), **Zona de Caça Turística da Herdade do Pedrógão** (n = 25), **Zona de Caça Municipal do Sudoeste Alentejano + Zona de Caça Associativa do Vidigal + Zona de Caça Associativa da Herdade de Casas Novas** (n = 25), **Zona de Caça Nacional da Tapada de Mafra** (n = 25), **Zona de Caça Associativa da Lage da Prata + Zona de Caça Associativa Herdade de Perlim + Zona de Caça Associativa de Tolosa** (n = 25), **Parque Natural da Arrábida** (n = 25), **Zona de Caça Turística da Herdade das Hortas** (n = 25), **Zona de Caça Municipal da Oliveirinha** (n = 25) e **Zona de Caça Associativa Bicas da Serra** (n = 25) (figura 1 e 2).

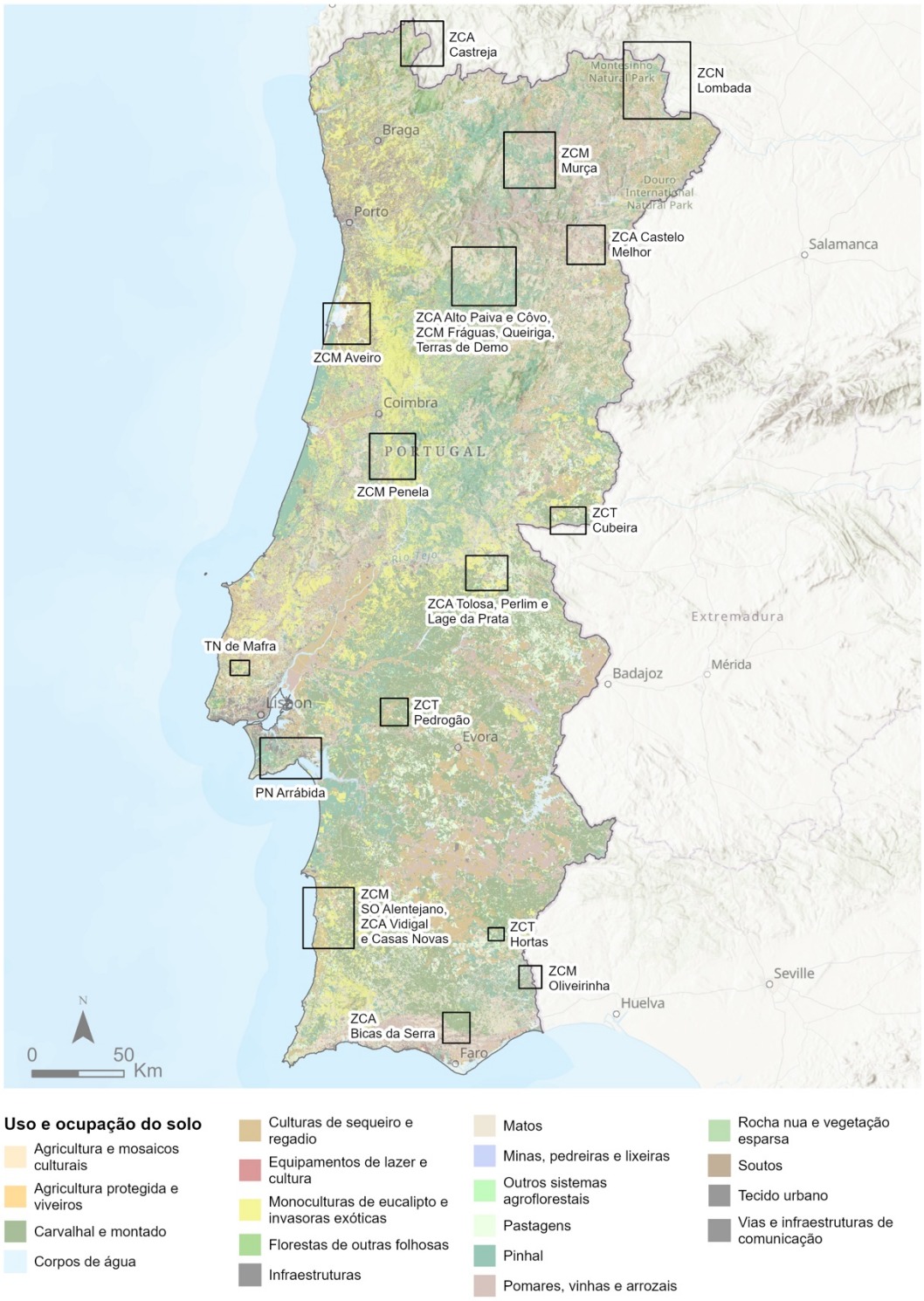
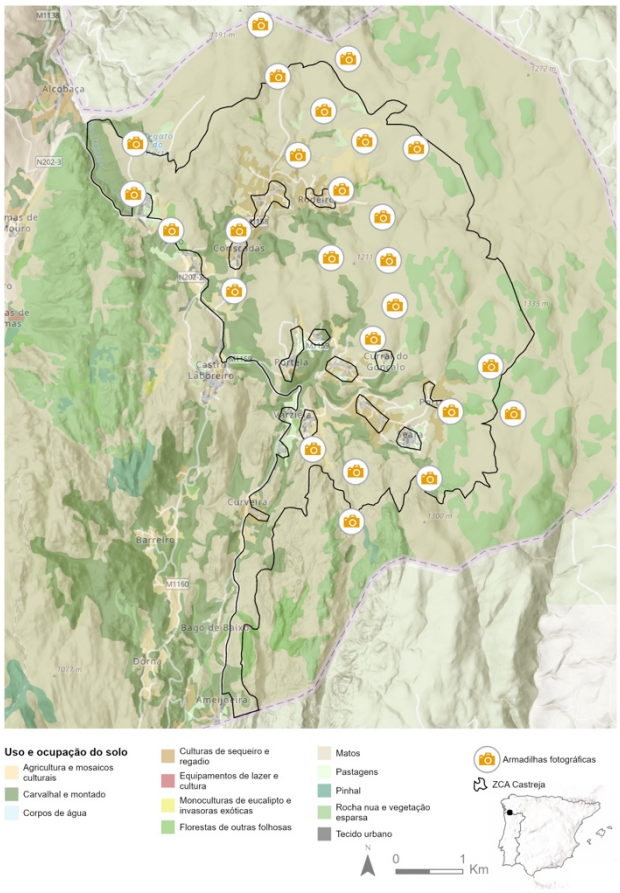
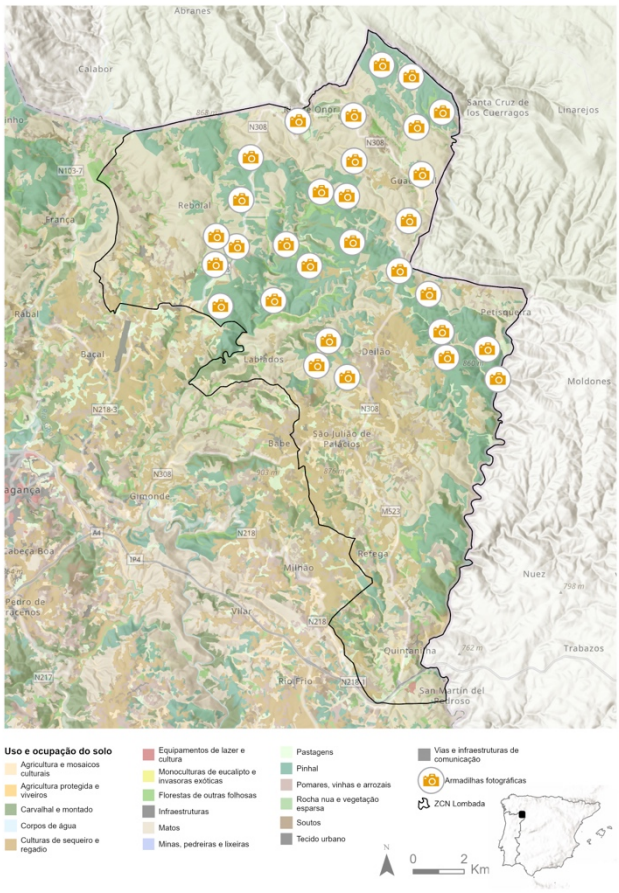
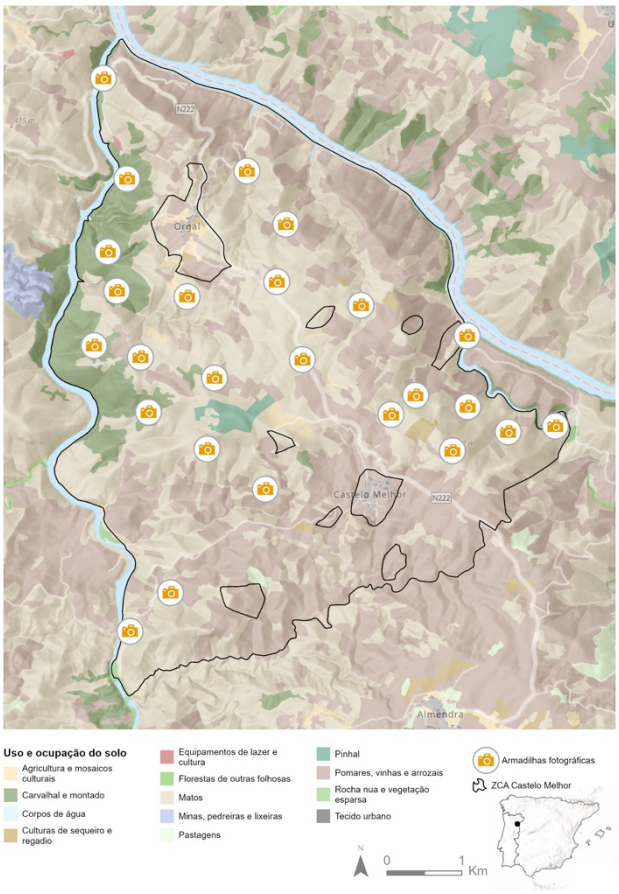
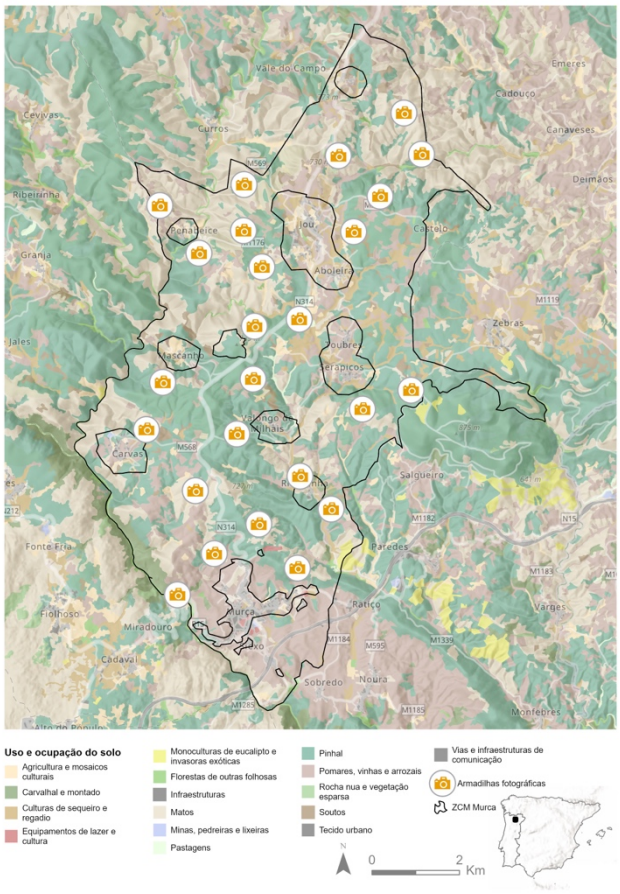


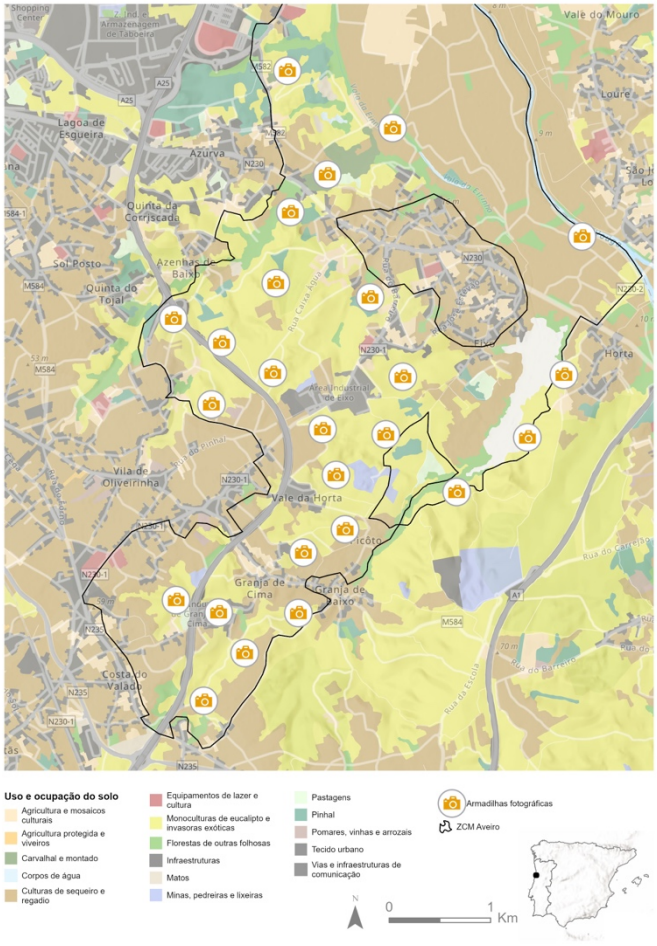
Figura 1- Distribuição das câmaras fotográficas instaladas, nas 16 áreas piloto, que correspondem a um total de 21 zonas de caça e Parque Natural da Arrábida.

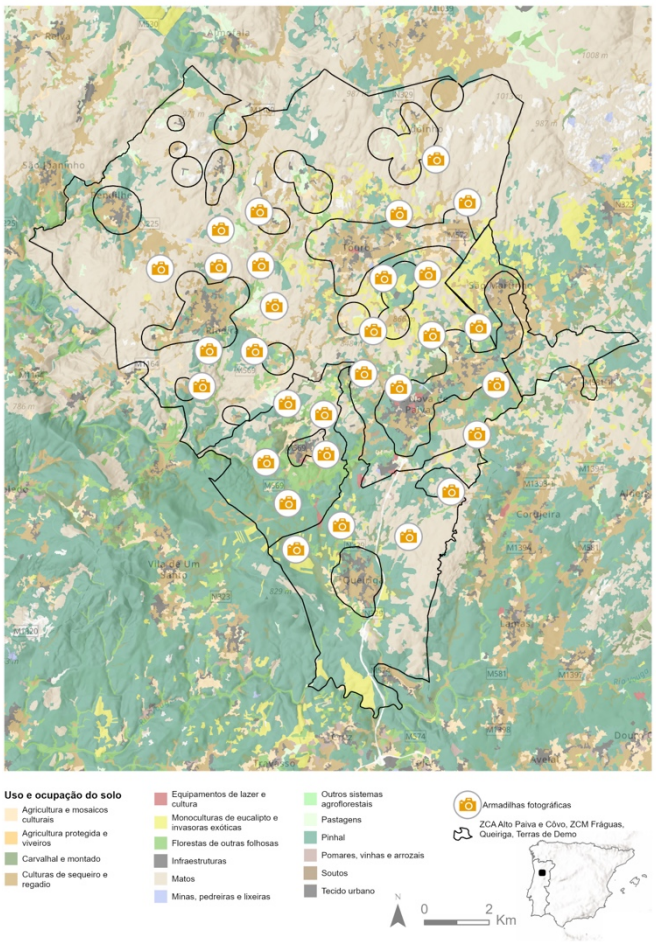

Alcobaça
Castelo Labroeiro
Barreiro
Bago de Boi
Ameiro
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Matos
Pastagens
Pinhal
Rocha nua e vegetação esparsa
Tecido urbano
Armadilhas fotográficas
ZCA Castreja
0
1
Km

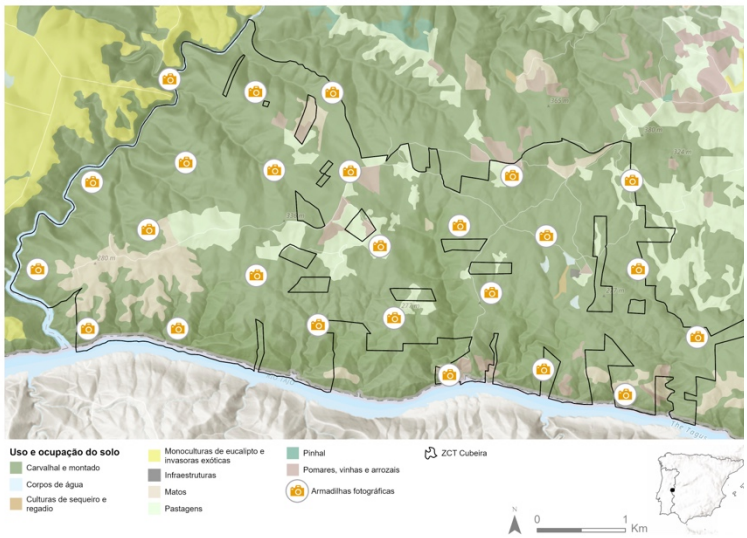

Abraneș
Calabor
Santa Cruz de los Cuerragos
Linarejos
Rebolal
França
Rabal
Bacal
Labrados
Dallao
Petisqueira
Moldones
Babe
Gimonde
Milhão
Refega
Nuez
Pedro de Ceos
Vilar
Quintanilha
Trabazos
Rio Frio
San Martín del Pedroso
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Agricultura protegida e viveiros
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Soutos
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
Armadilhas fotográficas
ZCN Lombada
0
2
Km

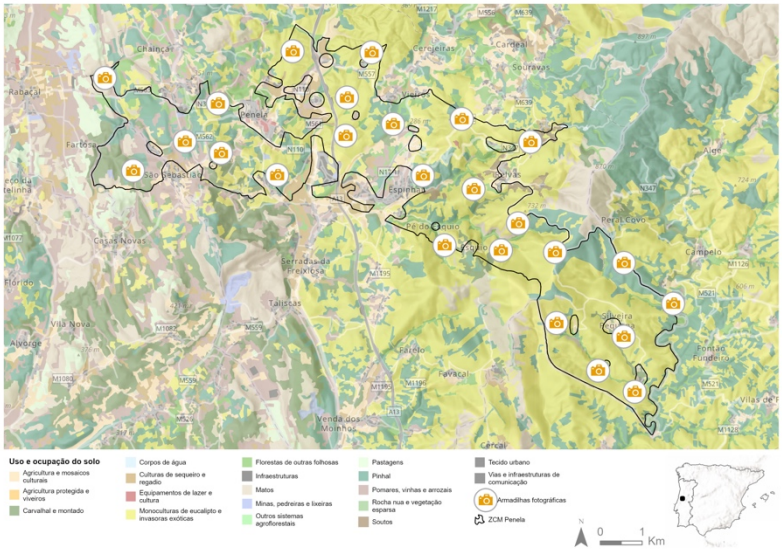

Orgal
Castelo Melhor
Almendra
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Florestas de outras folhosas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Tecido urbano
Armadilhas fotográficas
ZCA Castelo Melhor
0
1
Km

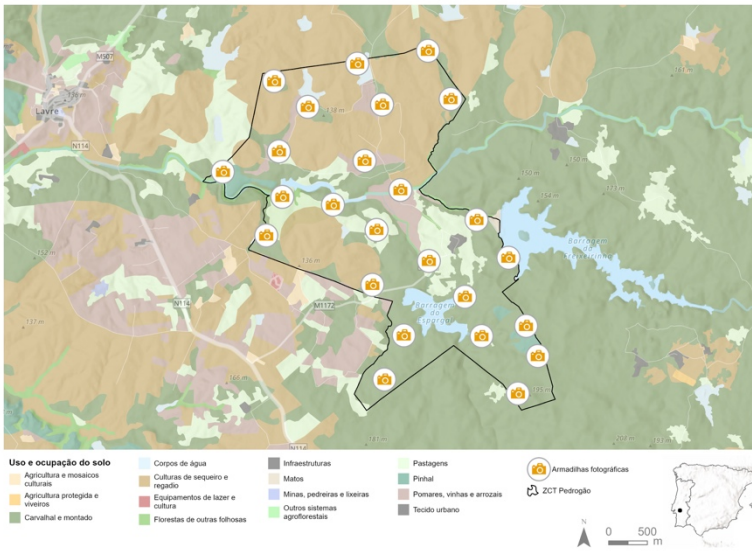

Vale do Campo
Emeres
Cadeuço
Cevivas
Curros
Canaveses
Deimaos
Ribeirinha
Granja
Aboleiro
Zebras
Jales
Soutos
Carvas
Salgueiro
Fonte Fria
Paredes
Folhoso
Miradouro
Ratiço
Varges
Cadaval
Sobredo
Noura
Monfenires
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Carvalhal e montado
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Soutos
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
Armadilhas fotográficas
ZCM Murça
0
2
Km

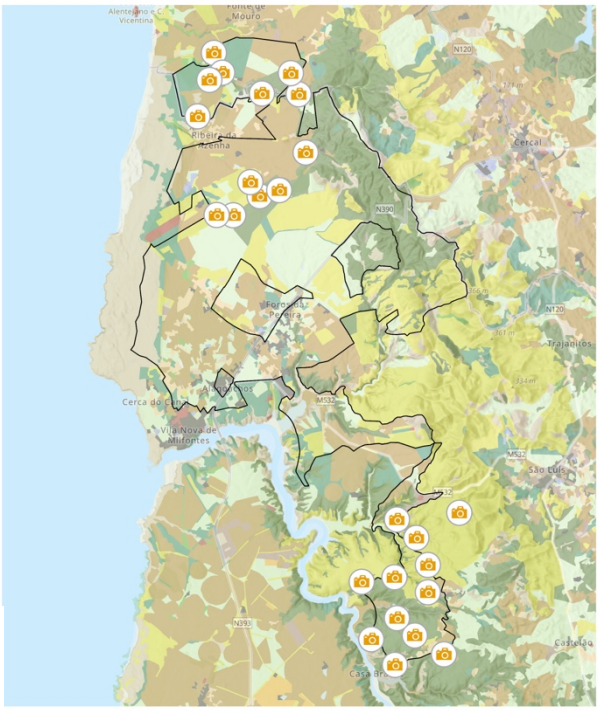

Vale do Mouro
Loure
Lagoa de Esgueira
Azurva
Quinta da Corriscada
Sol Posto
Azenhas de Baixo
Quinta do Tojal
Horta
Vila de Oliveirinha
Vale da Horta
Icóto
Granja de Cima
Granja de Baixo
Costa do Valado
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Agricultura protegida e viveiros
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
Armadilhas fotográficas
ZCM Aveiro
0
1
Km

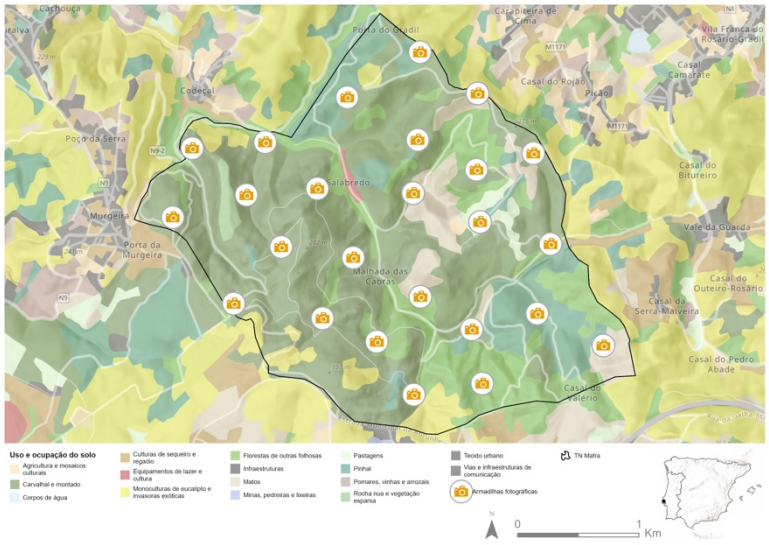

Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Agricultura protegida e viveiros
Carvalhal e montado
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Outros sistemas agroflorestais
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Soutos
Tecido urbano
Armadilhas fotográficas
ZCA Alto Paiva e Côvo, ZCM Fráguas, Queiriga, Terras de Demo
0
2
Km

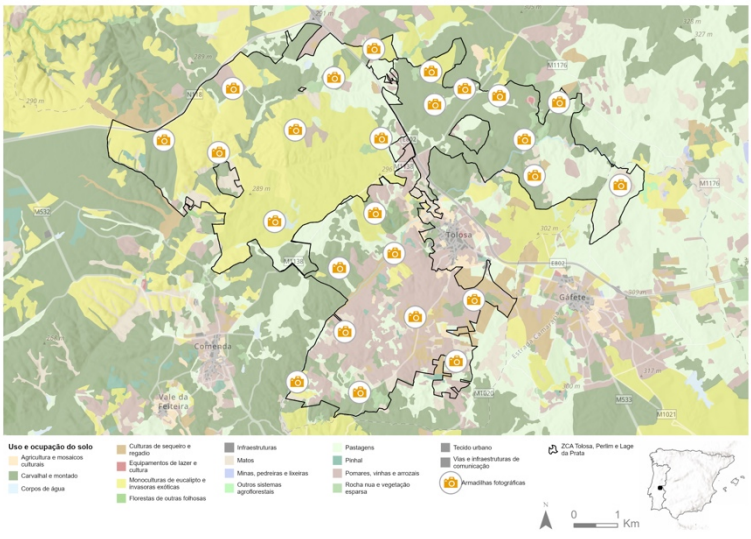

Uso e ocupação do solo
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Infraestruturas
Matos
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Armadilhas fotográficas
ZCT Cubeira
0
1
Km


Chaincas
Cerdeiras
Souravas
Rabaçal
Penela
Farroa
São Sebastião
Espinhal
Casas Novas
Serradas da Freixiosa
Talhadas
Vila Nova
Alvoroe
Venda dos Moinhos
Campelo
Pera Covo
Fonte Fundeiro
Cercal
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Agricultura protegida e viveiros
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Outros sistemas agroflorestais
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Soutos
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
Armadilhas fotográficas
ZCM Penela
0
1
Km


Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Agricultura protegida e viveiros
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Outros sistemas agroflorestais
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Tecido urbano
Armadilhas fotográficas
ZCT Pedrogão
0
500
m


Jso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Agricultura protegida e viveiros
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Outros sistemas agroflorestais
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
Armadilhas fotográficas
ZCM SO Alentejano, ZCA Vidigal e Casas Novas
0
2
Km


Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
Armadilhas fotográficas
TN Mafra
0
1
Km


Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Outros sistemas agroflorestais
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
Armadilhas fotográficas
ZCA Tolosa, Perlim e Lage da Prata
0
1
Km

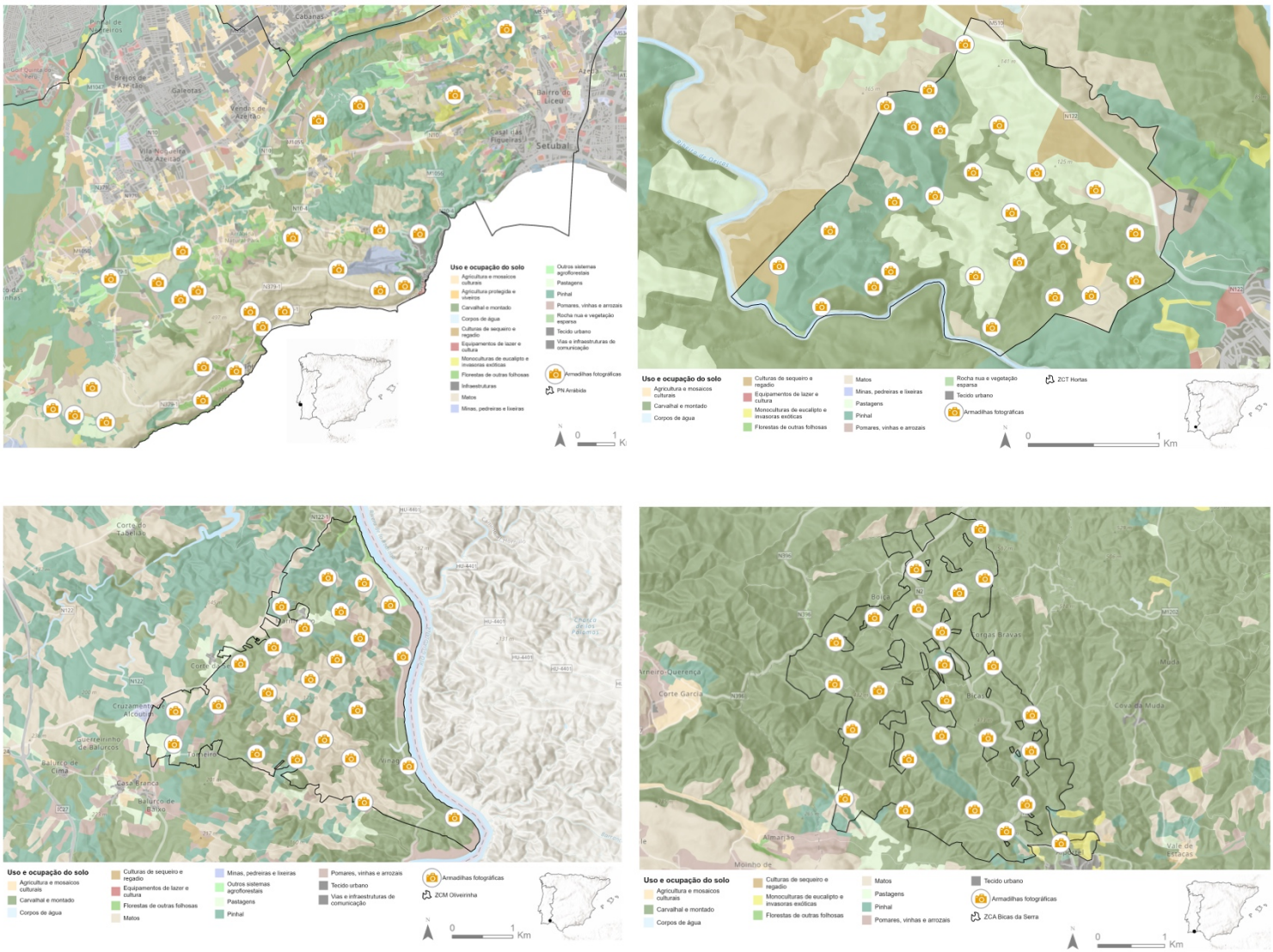


Figura 2 - Distribuição das câmaras de armadilhagem fotográfica, por área piloto.

A colocação das câmaras teve em conta a representatividade dos principais tipos de habitat em cada unidade de gestão. O local selecionado tinha uma boa visibilidade e não apresentava, geralmente, vegetação alta e densa para evitarmos a ocorrência de falsos disparos das câmaras. Se essas condições não fossem atendidas, era aberto um espaço, aparando a vegetação herbácea mais alta. As câmaras foram colocadas a 30-40 cm acima do solo numa posição que assegurava a detetabilidade do javali (figura 3). Não foram usados iscos para atrair os animais, caso contrário poder-se-ia influenciar o comportamento espacial da espécie. Sempre que possível, as câmaras eram orientadas para norte para reduzir o número de fotos não identificáveis causadas pela luz solar direta. As câmaras fotográficas foram configuradas para tirar três fotografias consecutivas, com um tempo de recuperação de 30 segundos. Esta escolha representa um compromisso entre o aumento da detetabilidade de

indivíduos e a capacidade de armazenamento dos cartões de memória. As câmaras ficaram, no mínimo, 30 dias no campo antes de serem movidas para novos locais.



Figura 3 - Colocação das câmaras de armadilhagem fotográfica.

Tabela 1- Total de câmaras instaladas por área piloto, número de fotografias e respetivos registos de javali.

Áreas	1º Período de amostragem	Número de pontos de amostragem	Total de fotografias	Nº de registos de javalis solitários	Nº de registos de javalis em grupo	2º Período de amostragem	Número de pontos de amostragem	Total de fotografias	Nº de registos de javalis solitários	Nº de registos de javalis em grupo
ZCA de Castreja	Inverno/Primavera (fev-mai)	25	145.588	1.012	1.106	Verão (jun-ago)	25	195.726	-	-
ZCN da Lombada	Inverno/Primavera (jan-abr)	30	105.891	994	929	Verão (jun-jul)	25	52.728	-	-
ZCM Porca de Murça	Inverno/Primavera (fev-mai)	25	121.363	734	547	Verão (jun-jul)	23	61.404	-	-
ZCA de Castelo Melhor	Inverno/Primavera (jan-abr)	25	207.246	749	365	Primavera/Verão (mai-ago)	25	267.455	-	-
ZCM Aveiro	Primavera (mar-mai)	25	26.509	615	53	Verão (jun-ago)	25	42.822	-	-
ZCT da Herdade da Cubeira	Primavera (mar-mai)	25	246.298	2.080	1.950	Primavera/Verão (mai-ago)	25	200.379	-	-
ZCM de Penela	Primavera (mar-mai)	25	135.809	1.173	3.810	Verão (jun-set)	25	129.823	-	-
ZCT da Herdade do Pedrógão	Verão/Outono (jul-out)	25	225.838	860	4.026	Primavera/Verão (abr-jul)	25	357.736	-	-
ZCM do Sudoeste Alentejano + ZCA do Vidigal + ZCA da	Verão (jul-set)	25	201.089	363	1.559	Primavera (mar-mai)	25	212.898	-	-

Herdade de Casas Novas										
ZCN da Tapada de Mafra	Verão/Outono (jul-nov)	25	245.376	7.813	5.452	-	-	-	-	-
ZCA da Lage da Prata + ZCA da Herdade de Perlim + ZCA de Tolosa	Verão/Outono (ago-out)	25	177.986	225	353	Primavera (mar-mai)	25	164.288	-	-
Parque Nat. da Arrábida	Verão (jul-set)	25	91.911	841	1.827	Primavera (mar-maio)	25	94.290	-	-
ZCT da Herdade das Hortas	Verão/Outono (ago-dez)	25	160.573	2.632	4.085	Primavera/Verão (mar-jul)	25	213.991	-	-
ZCM da Oliveirinha	Outono (nov-dez)	25	68.530	1.508	2.636	-	-	-	-	-
ZCA Bicas da Serra	Outono (nov-dez)	25	20.981	1.444	2.196	Verão (jul-set)	25	118.230	-	-
ZCA Alto Paiva e Côvo + ZCM Fráguas + ZCM Queiriga + ZCM Terras de Demo	-	-	-	-	-	Outono (out-nov)	30	16.651	1.071	2.093
TOTAL		**380**	**2.180,988**				**351**	**2.128,421**		

A tabela 1 refere-se à informação obtida pelas câmaras de armadilhagem fotográfica já recolhidas. Importa mencionar que a amostragem foi repetida no sentido de controlarmos o efeito da sazonalidade na ecologia espacial da espécie e na sua probabilidade de deteção. No entanto, e em virtude do volume de dados obtido, apenas são apresentados os resultados da primeira amostragem. Este conjunto alargado de dados compilados durante a primeira amostragem garante a resposta adequada e esperada aos objetivos preconizados no projeto.

Para análise dos dados, foi usada a abordagem analítica proposta pelo consórcio ENETWILD (ENETWILD-consortium et al., 2019), do qual a Universidade de Aveiro faz parte, e que padronizou uma metodologia para a monitorização da população de javali.

Durante a instalação das câmaras, foram usadas marcas naturais (*e.g.*, rochas, troncos), em vários intervalos que distavam consecutivamente 2,5 m da câmara (figura 4). Foi registada no local uma fotografia de referência de cada ponto de instalação da câmara (figura 4a). A fotografia de referência foi posteriormente usada para determinar, de forma precisa, a localização dos indivíduos no campo de visão da câmara (figura 4b, figura 5).



Figura 4 - Representação prática do esquema de amostragem necessário ao cálculo dos parâmetros para posterior estimativa das densidades.

Para a estimativa de densidades, e seguindo as recomendações do consórcio ENETWILD, recorremos ao método *Random Encounter Model* (REM), que é baseado na modelação de encontros aleatórios de animais em movimento com câmaras de armadilhagem fotográficas, tendo em conta vários parâmetros que afetam a taxa de encontro (i.e., número de animais detetados por unidade de esforço). Esses parâmetros são a área de deteção da câmara, definida pelo seu raio e ângulo, e a distância diária percorrida pelo animal. A principal vantagem dos REM é que não necessitam da identificação individual dos animais e várias espécies podem ser monitorizadas simultaneamente (Palencia et al., 2021). Por estas razões, os REM são atualmente dos métodos mais usados para estimar a densidade populacional de populações não marcadas (Gilbert et al., 2020).

Alguns dos parâmetros necessários para o método são:

1. Hora de deteção: o cálculo do padrão de atividade permitirá determinar o movimento diário dos indivíduos registados;
2. Localização do animal: é necessário identificar a posição de cada animal registado, isto é, distância à câmara e ângulo desde o eixo central da câmara. Para tal, foram usadas as marcas naturais, definidas na colocação das câmaras (figura 4);
3. Tamanho do grupo: os indivíduos foram considerados como a unidade de observação;
4. Comportamento do movimento: alimentação, deslocação ou curiosidade;
5. Velocidade de deslocação: registo do movimento dos indivíduos na sequência de fotografias para calcular a velocidade de deslocação para cada comportamento.

Para calcular as densidades de javali para as diferentes áreas amostradas foram primeiramente registadas todas as deteções da espécie de estudo, registando-se o dia e hora da primeira foto de cada evento independente. Para além destas informações, em cada evento independente regista-se o número de indivíduos detetados no evento, isto é, o tamanho do grupo de javalis. Seguidamente, utilizando o esquema criado com as referências das marcas naturais, regista-se a distância à câmara e o ângulo em que o animal foi detetado no início da sequência de deteção para cada indivíduo, para os quais este registo é possível. Consoante a deslocação do animal regista-se no esquema (figura 5), utilizando o programa Geogebra (www.geogebra.org) os diversos pontos de passagem formando um percurso cujo comprimento é registado como distância percorrida, sendo assim possível calcular a velocidade de deslocação do animal. Cada sequência é finalizada anotando qual o comportamento do javali seguido durante a sequência, por exemplo, em movimento ("*moving*") ou em alimentação ("*feeding*"). Para cada área foi repetido este processo para todos os animais detetados.

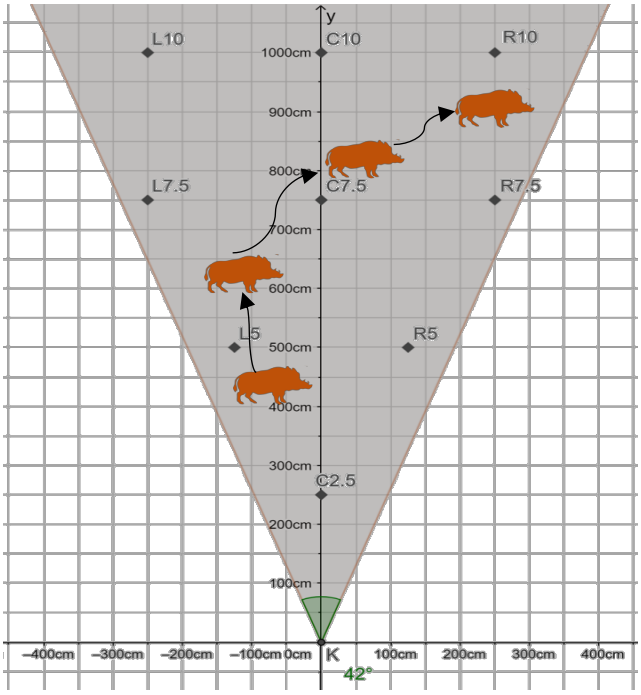
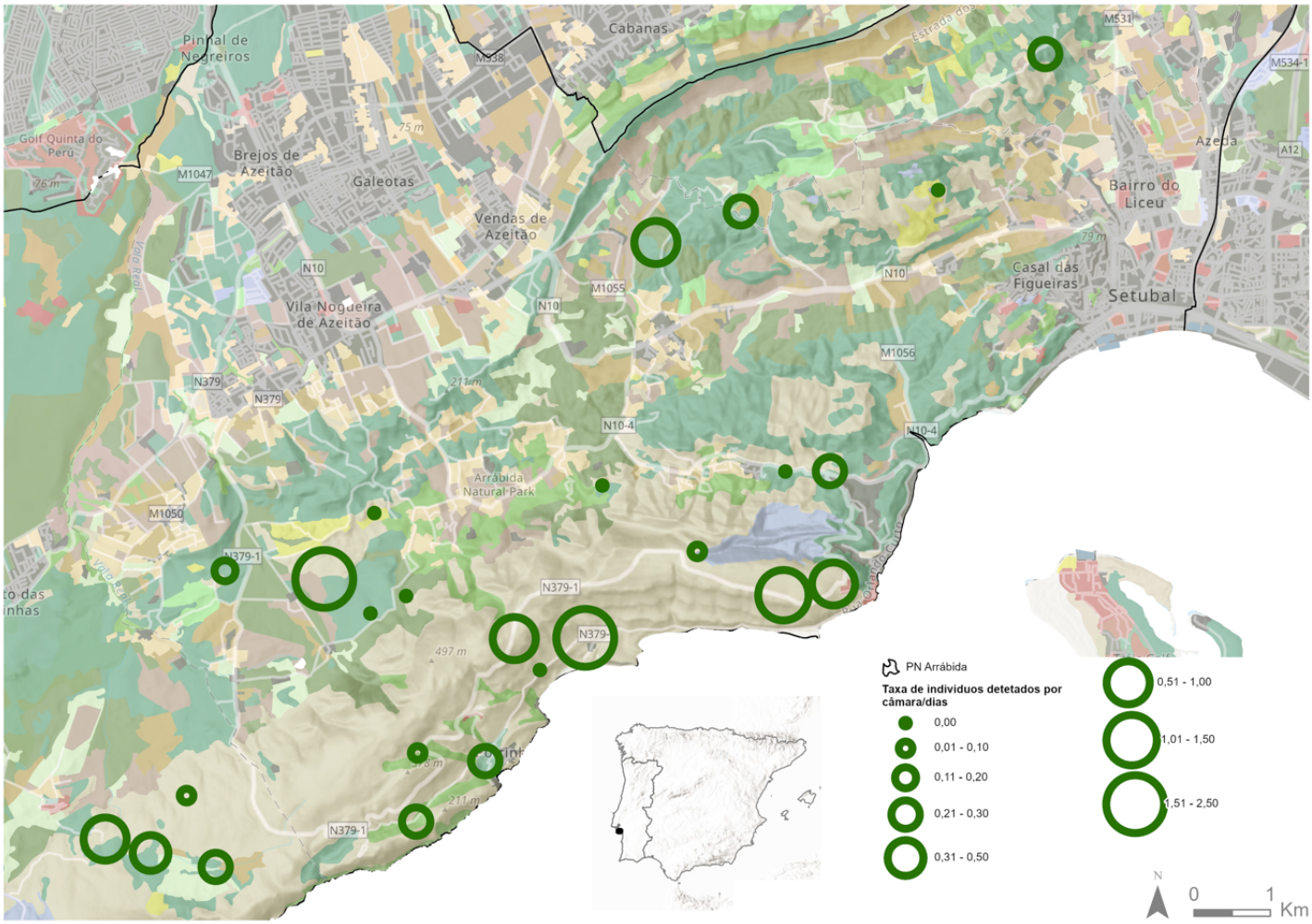
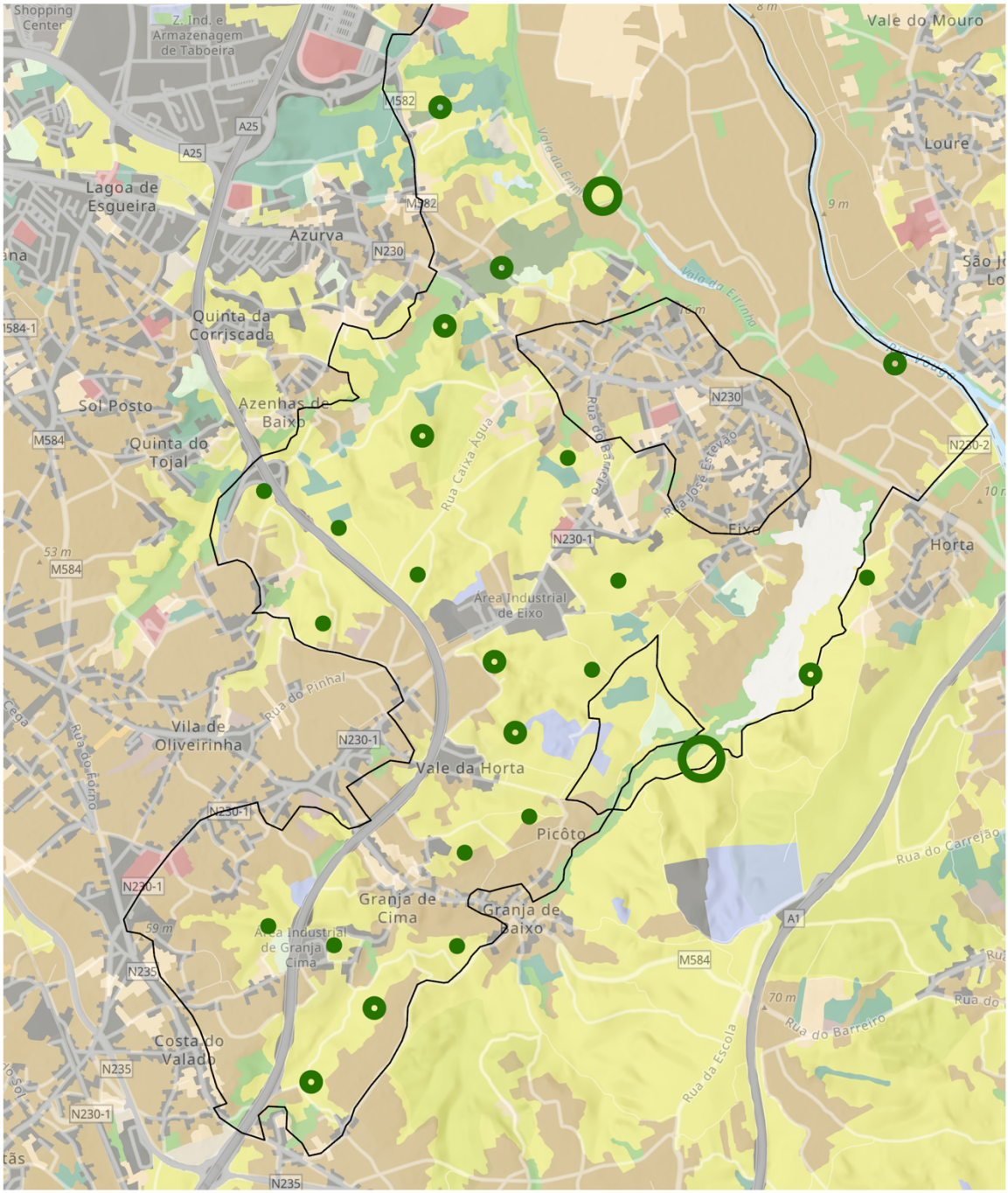


Figura 5 - Esquema do Geogebra, exemplificando a deslocação do animal, com recurso à localização das marcas naturais, sendo possível determinar o ângulo e a distância de deteção, bem como a distância percorrida.

A informação espacial foi compilada, gerida e armazenada com recurso ao software ArcGIS Pro 3.0.3 (ESRI, 2022). A informação espacial vetorial e matricial foi projetada no sistema de referência EPSG:3763 ETRS89 Portugal TM06, dando cumprimento ao disposto na diretiva INSPIRE. Os mapas base usados nas peças cartográficas são disponibilizados pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), pelo *United States Geological Survey* (USGS) e pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), através do software ArcGIS Pro 3.0.3.

De seguida, são apresentados a taxa de indivíduos detetados nas câmaras fotográficas, em todas as áreas piloto que foram incluídas no Plano (figura 6).


Pinhal de Negreiros
Cabanas
M531
M534-1
Golf Quinta do Perú
Brejos de Azeitão
Galeotas
Azeda
A12
Bairro do Liceu
Vendas de Azeitão
Casal das Figueiras
Setubal
Vila Nogueira de Azeitão
Arrábida Natural Park
PN Arrábida
Taxa de indivíduos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,01 - 1,50
1,51 - 2,50
N
0
1
Km

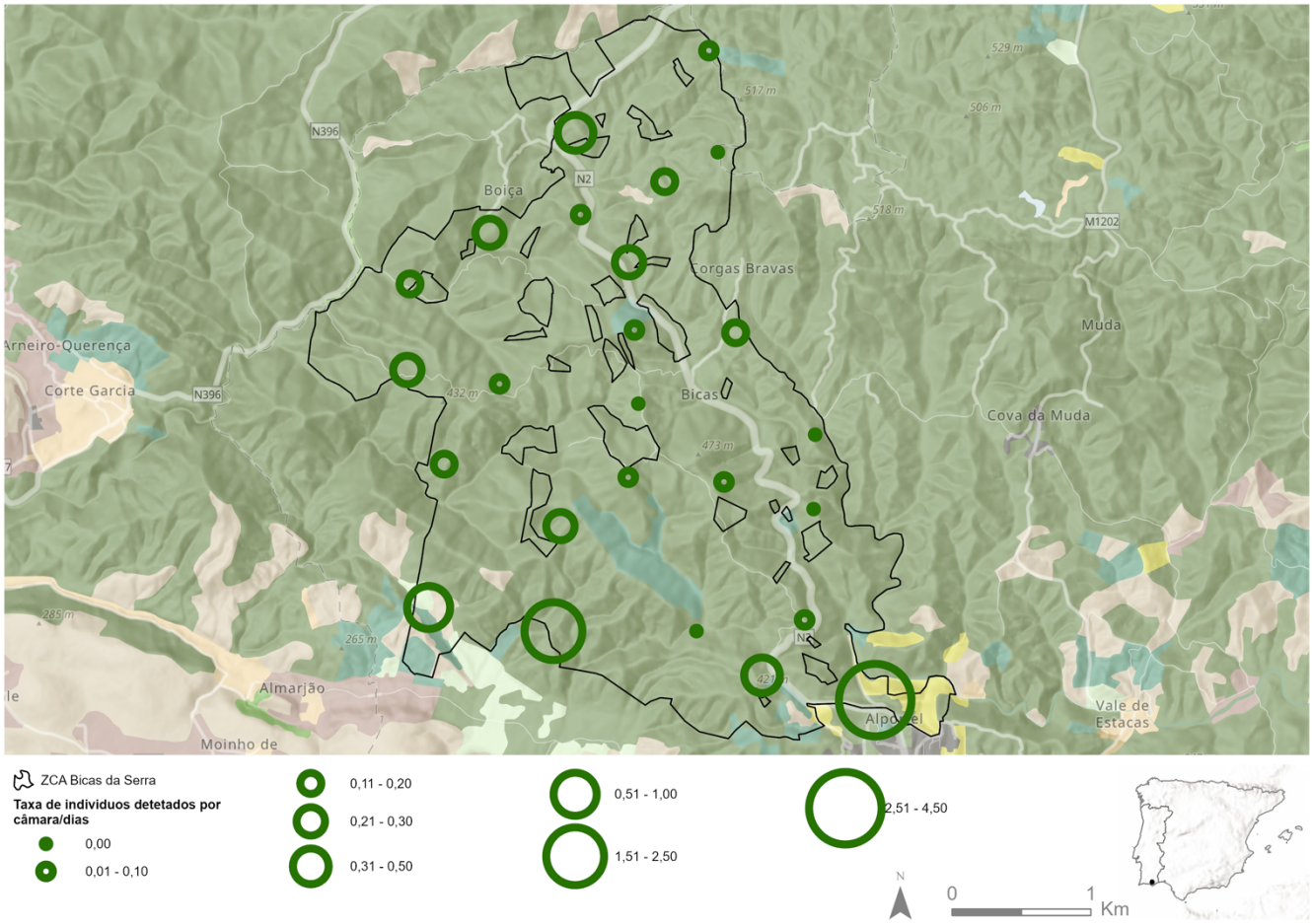


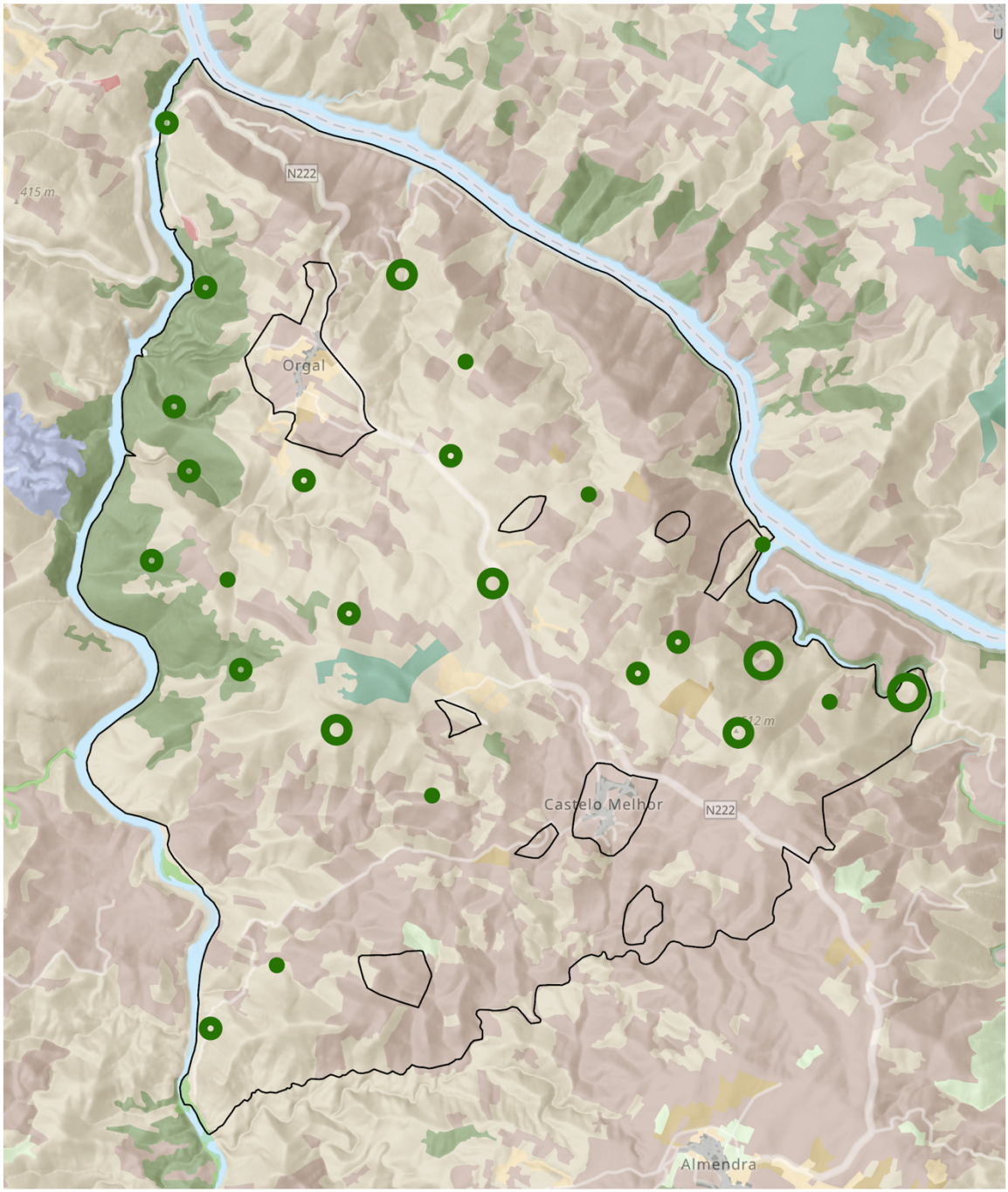
ZCM Aveiro

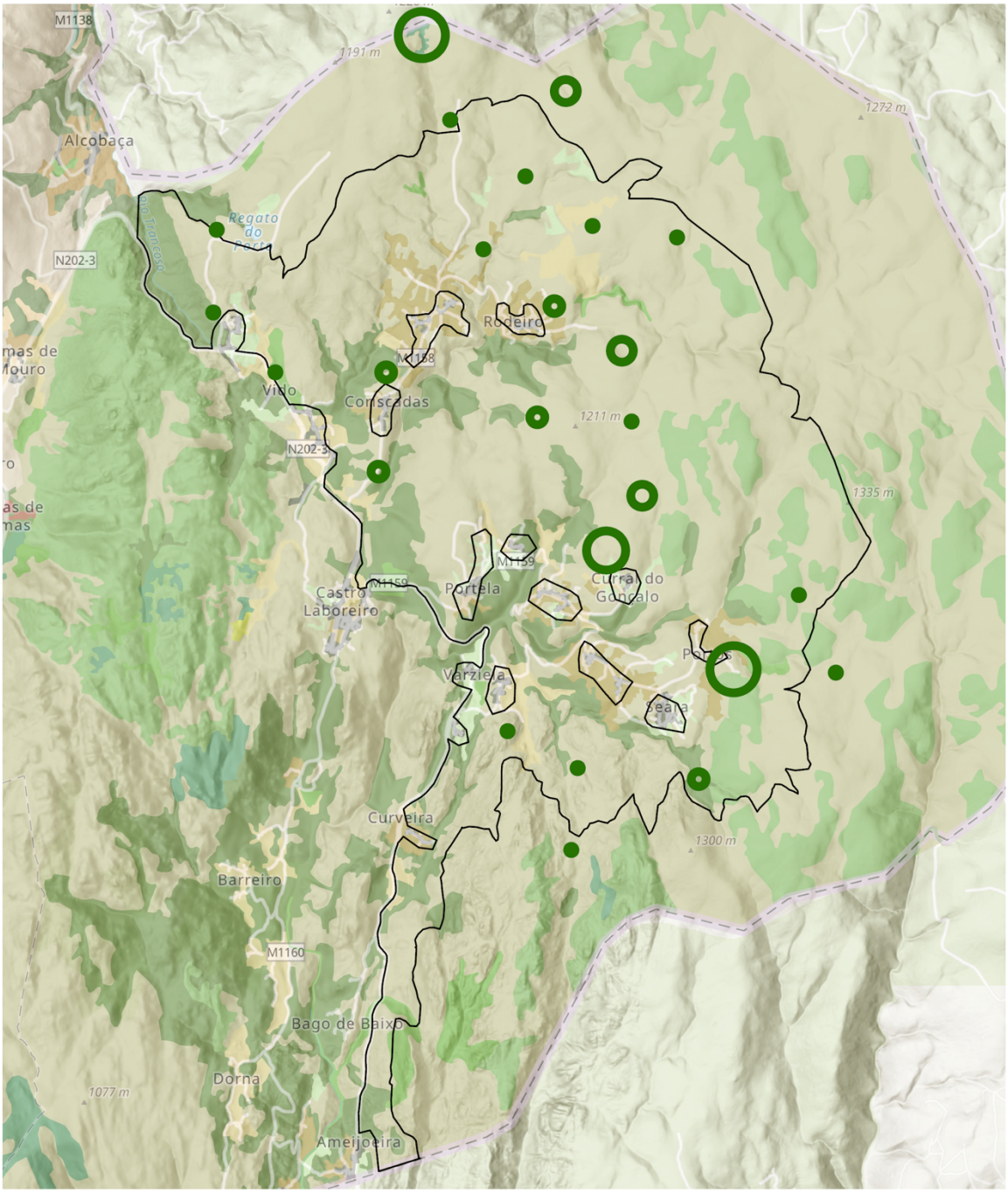
Taxa de individuos detetados por câmara/dias

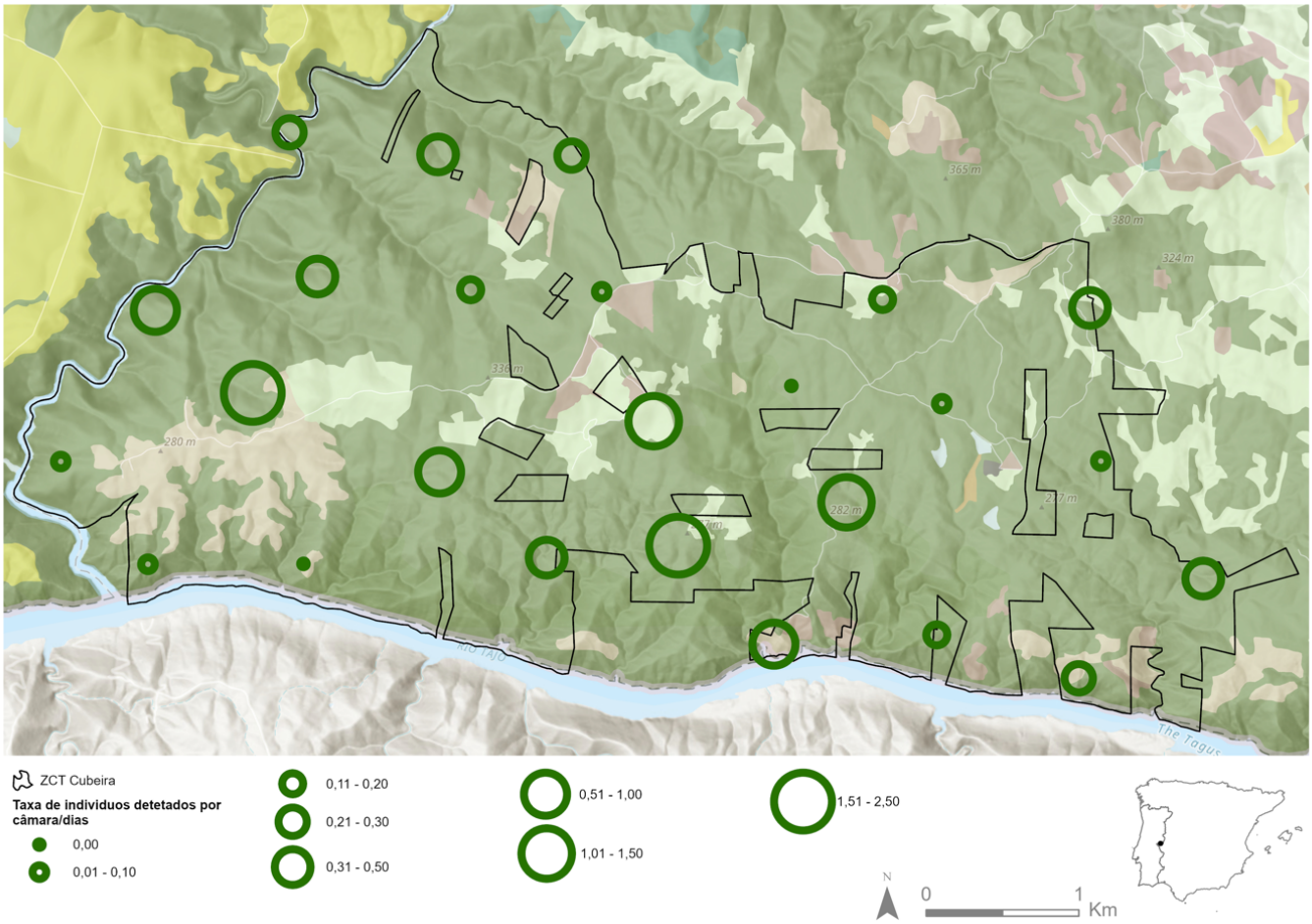
- 0,00
- 0,01 - 0,10
- 0,21 - 0,30
- 0,31 - 0,50

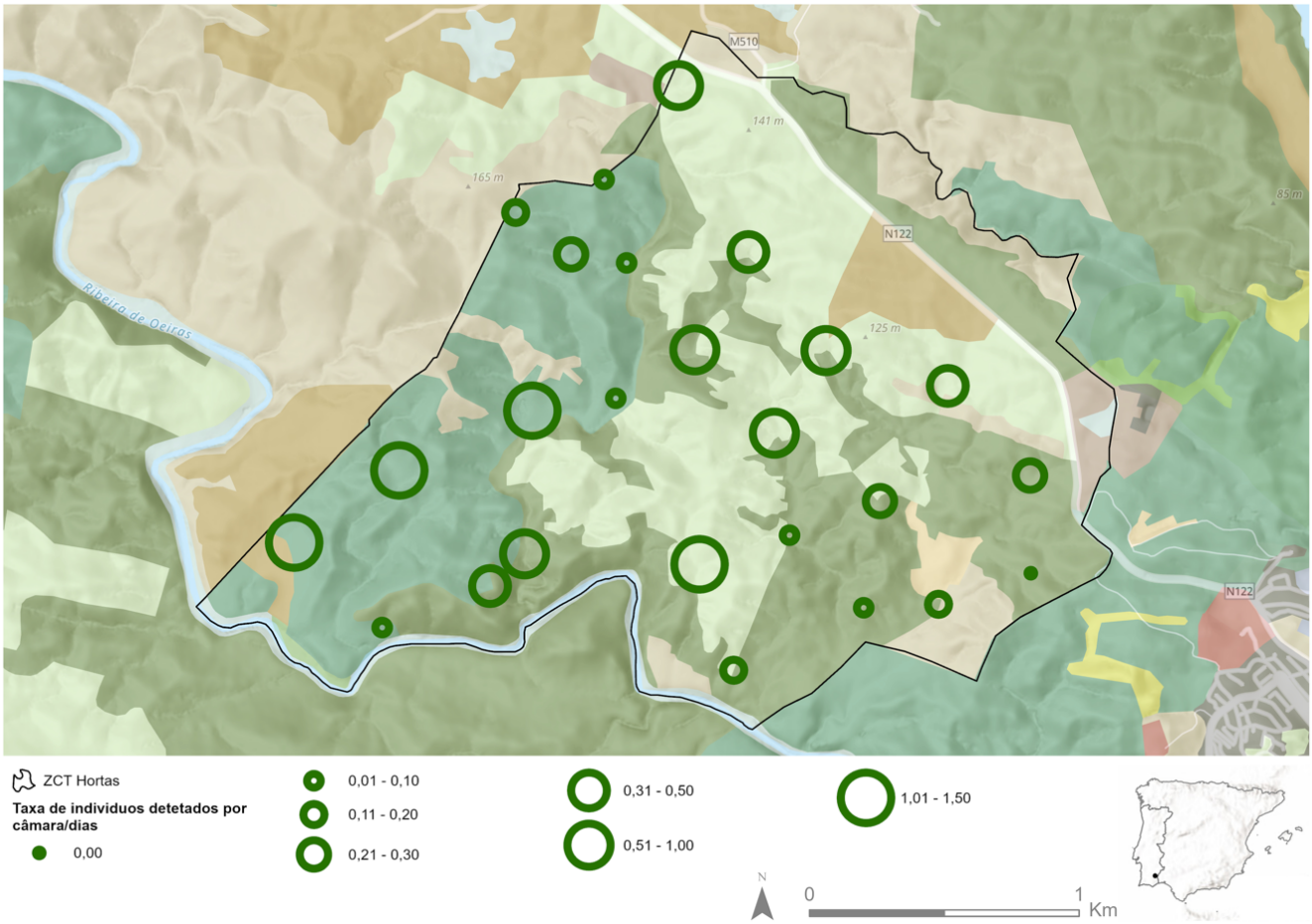


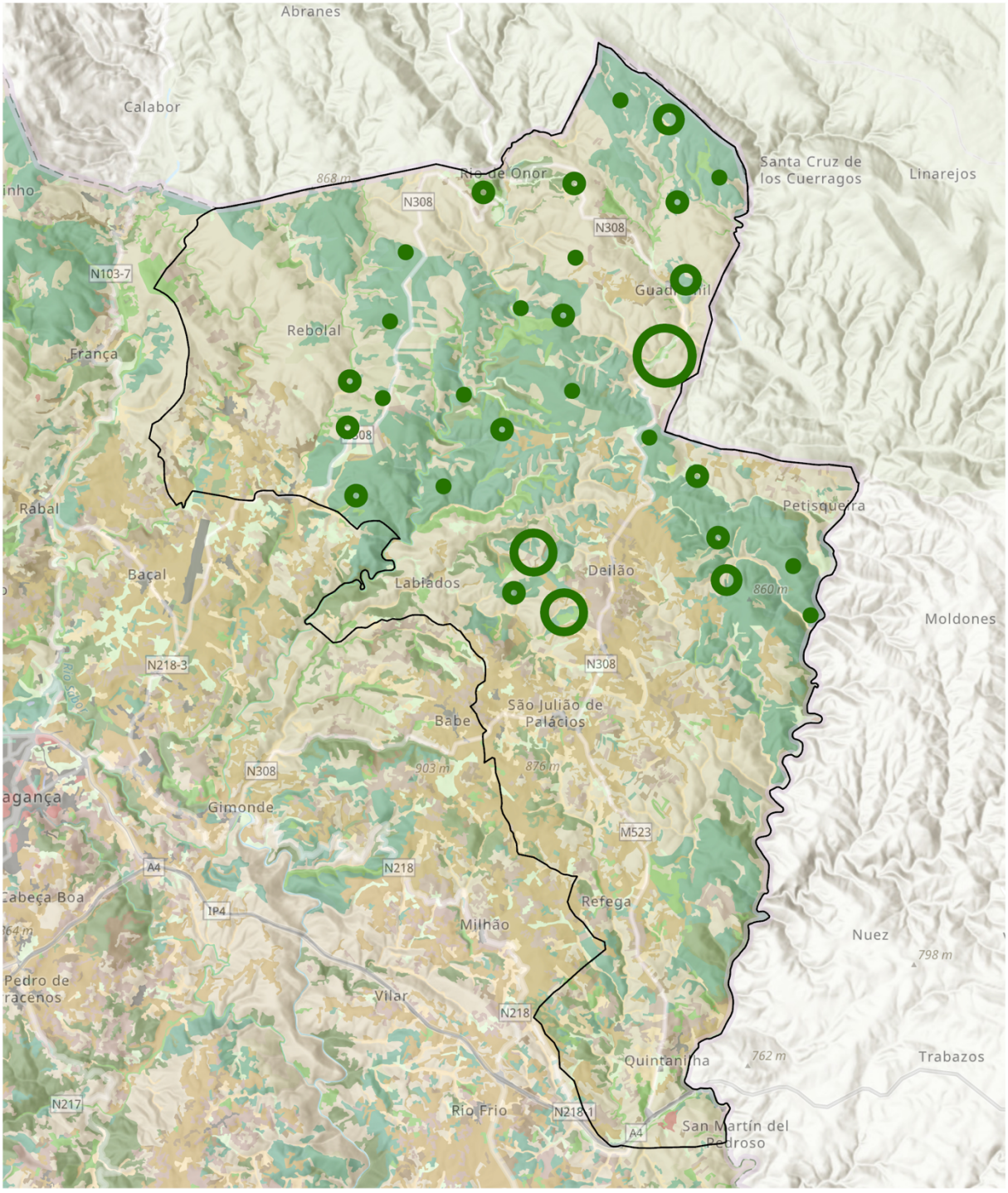

N396
N2
Boiça
Forgas Bravas
M1202
Muda
Cova da Muda
Bicas
Corte Garcia
N396
Almarjão
Moinho de
Vale de Estacas
529 m
517 m
506 m
518 m
432 m
473 m
285 m
265 m
ZCA Bicas da Serra
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,51 - 2,50
2,51 - 4,50
N
0
1
Km

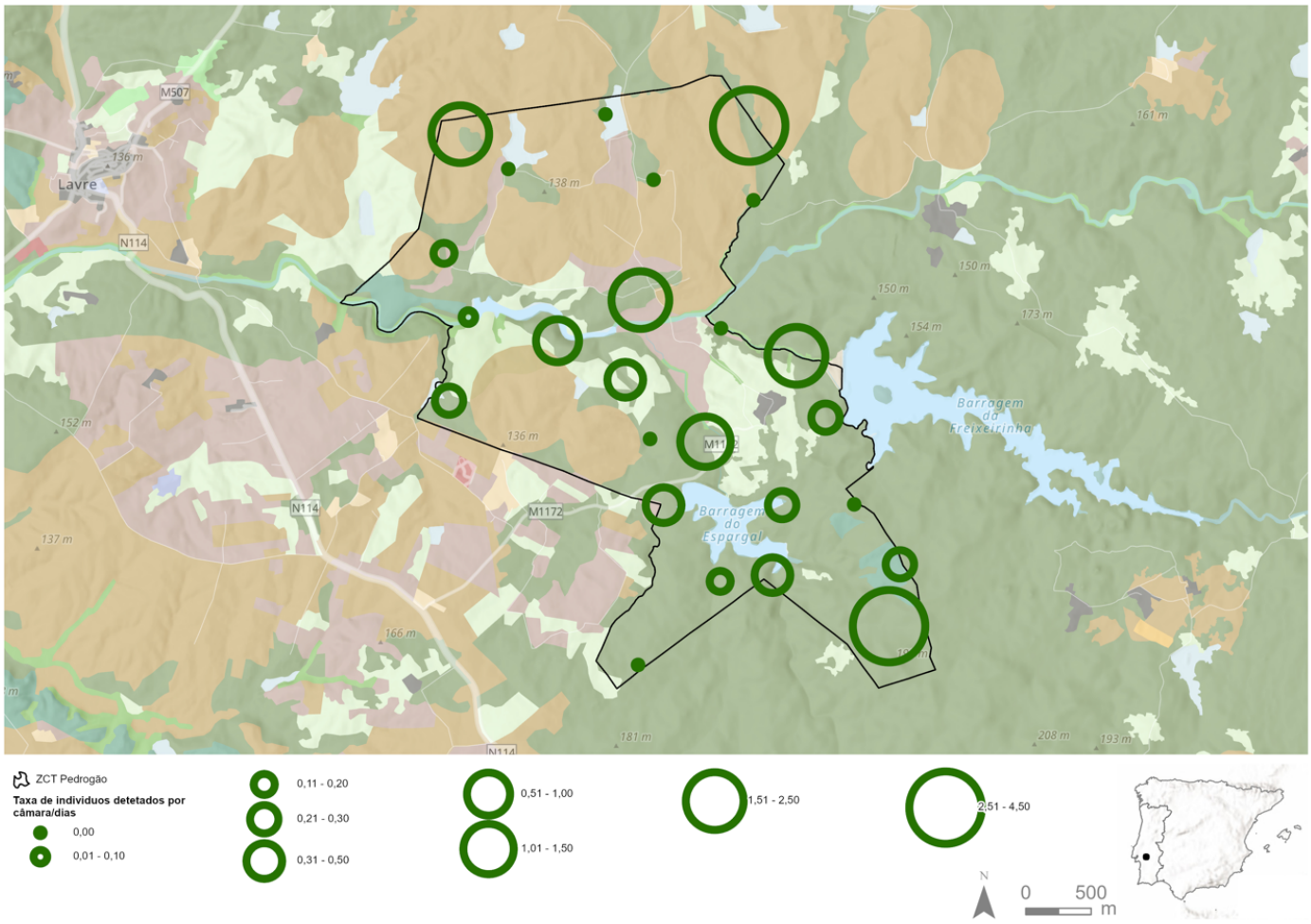

415 m
N222
Orgal
Castelo Melhor
N222
Almendra
ZCA Castelo Melhor
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
N
0
1
Km

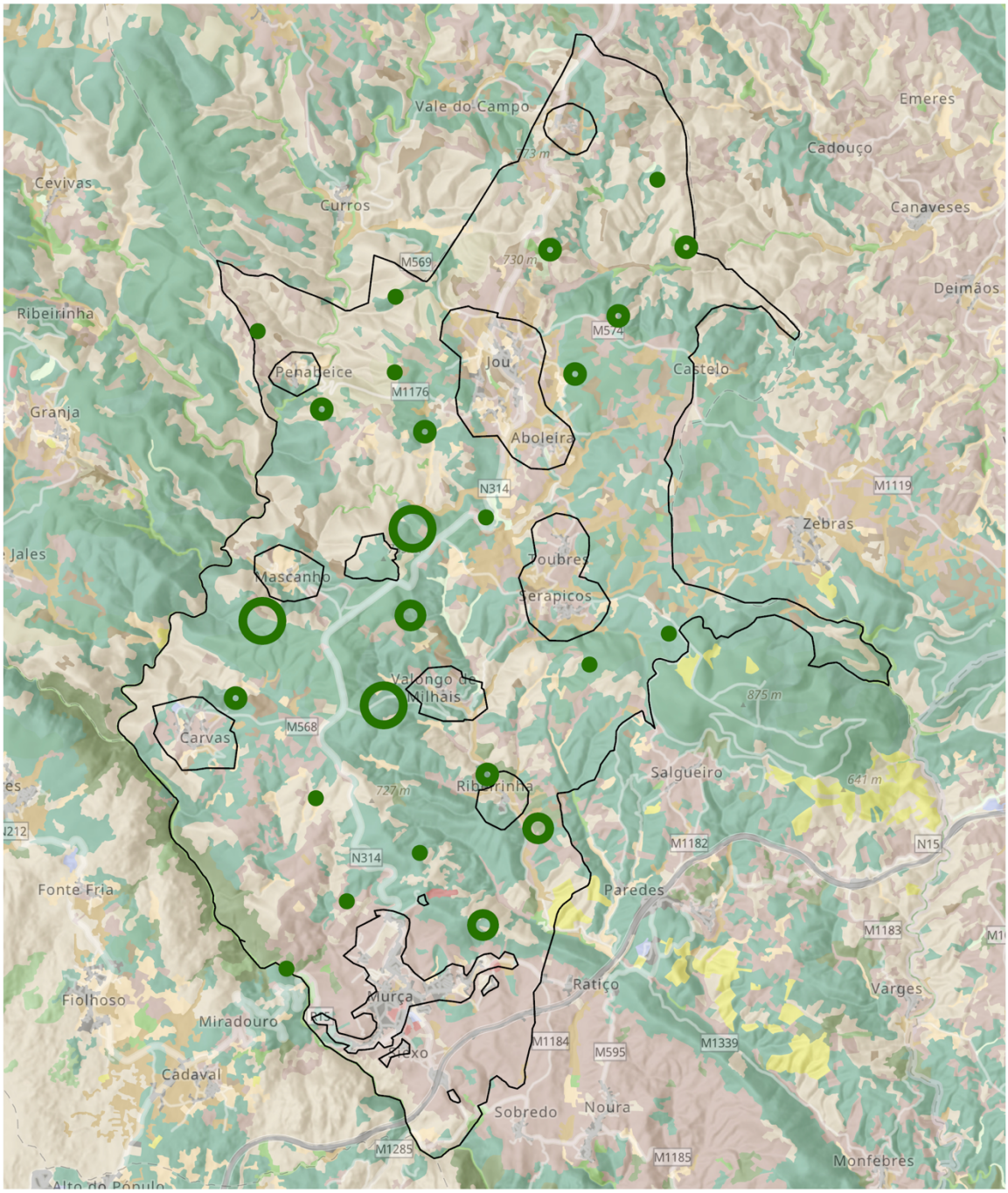

M1138
1191 m
1272 m
Alcobaça
Regato do Leal
N202-3
Rio Tranco
Rodeiro
M1158
Vião
Começadas
1211 m
N202-3
1335 m
M1159
Curral do Gonçalo
M1159
Castro Laboreiro
Portela
Varziela
Curveira
1300 m
Barreiro
M1160
Bago de Baixo
Dorna
1077 m
Ameijoeira
ZCA Castreja
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
N
0
1
Km


365 m
380 m
324 m
336 m
280 m
282 m
277 m
The Tagus
ZCT Cubeira
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,01 - 1,50
1,51 - 2,50
N
0
1
Km


M510
141 m
165 m
85 m
N122
125 m
Ribeira de Oeiras
N122
ZCT Hortas
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,01 - 1,50
N
0
1
Km


Abranes
Calabor
Rio de Onor
Santa Cruz de los Cuerragos
Linarejos
N308
N103-7
Rebolal
França
Rábal
Petisqueira
Baçal
Labiados
Deilão
Moldones
N218-3
São Julião de Palácios
Babe
Gimonde
M523
N218
Refega
Milhão
Nuez
Vilar
Quintanilha
Trabazos
Rio Frio
San Martín del Pedroso
A4
IP4
N217
868 m
903 m
876 m
860 m
762 m
798 m
ZCN Lombada
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,31 - 0,50
1,01 - 1,50
N
0
2
Km


M507
Lavre
N114
136 m
138 m
161 m
150 m
154 m
173 m
152 m
136 m
M1172
Barragem da Freixeirinha
Barragem do Espargal
137 m
166 m
181 m
208 m
193 m
ZCT Pedrogão
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,01 - 1,50
1,51 - 2,50
2,51 - 4,50
N
0
500
m



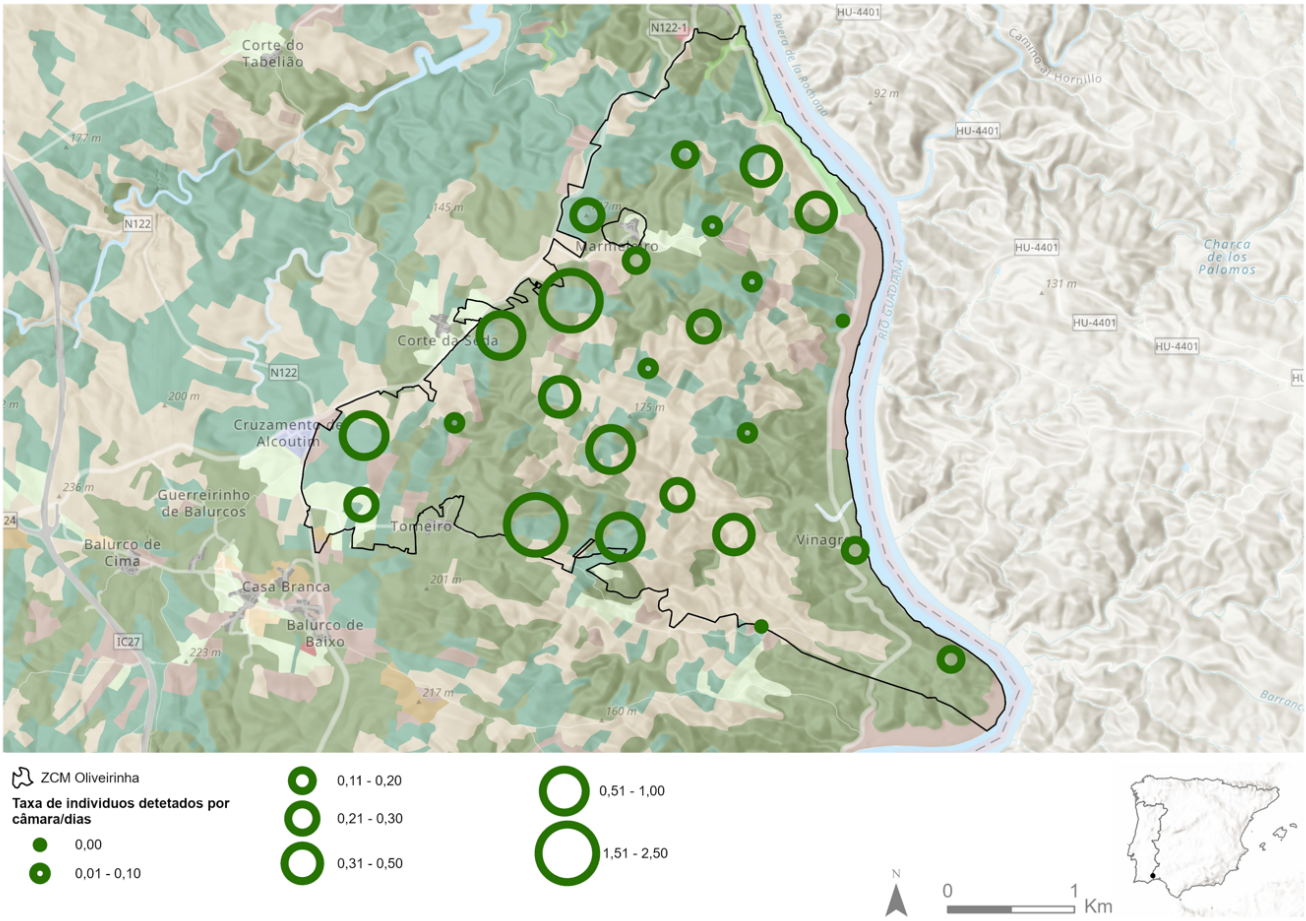
ZCM Murca

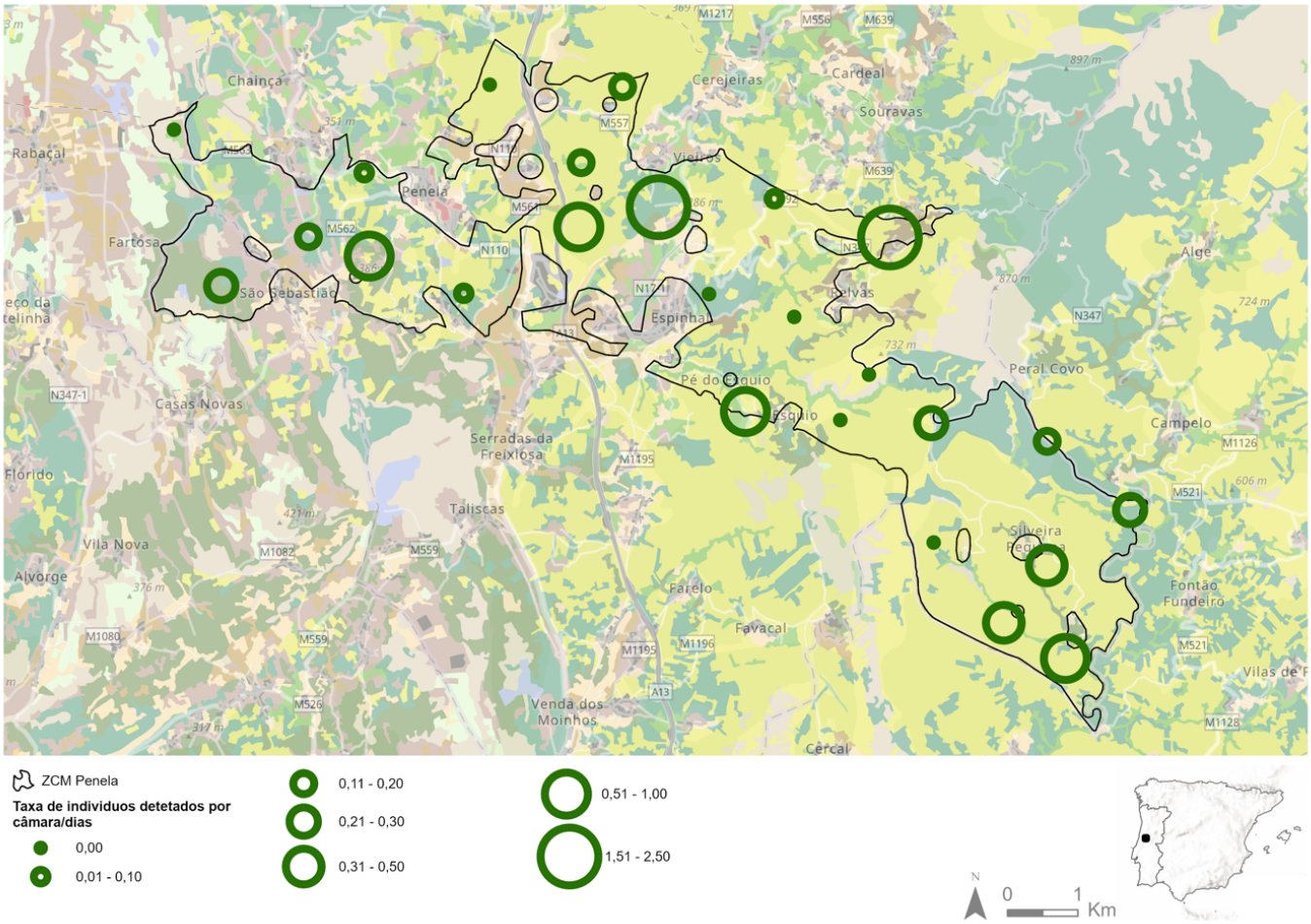
Taxa de individuos detetados por câmara/dias

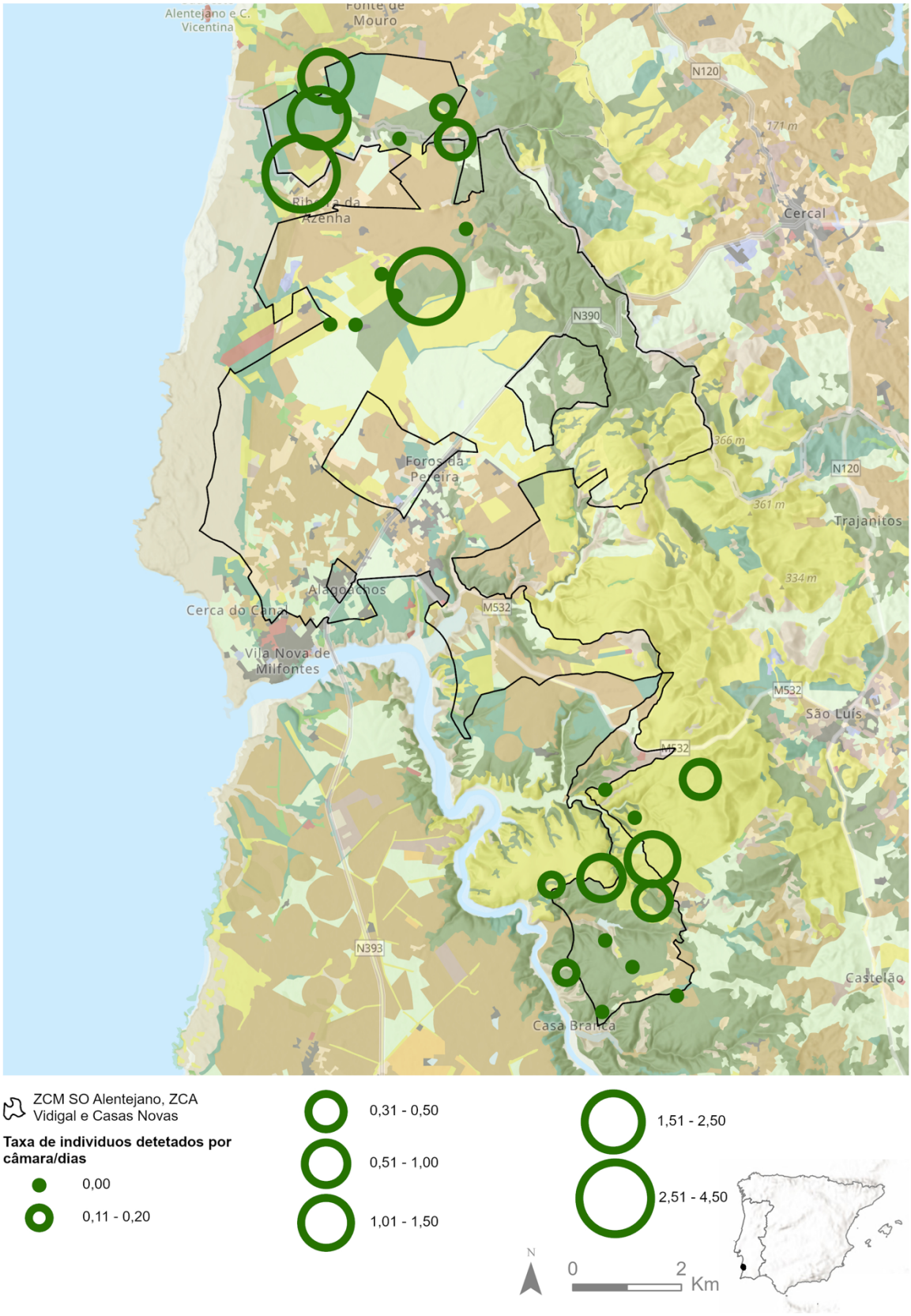
- 0,00
- 0,01 - 0,10
- 0,11 - 0,20
- 0,31 - 0,50

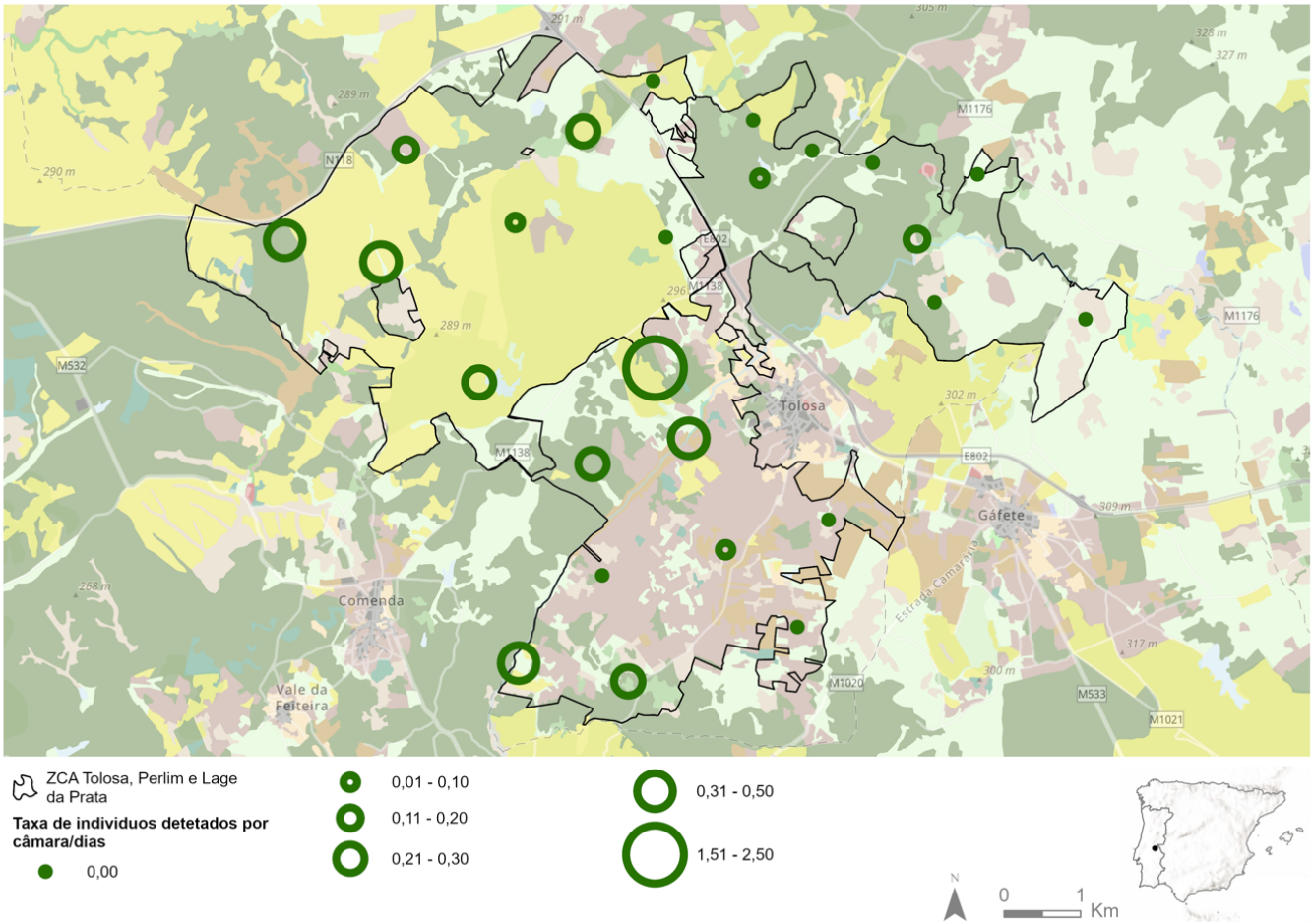
0 2 Km

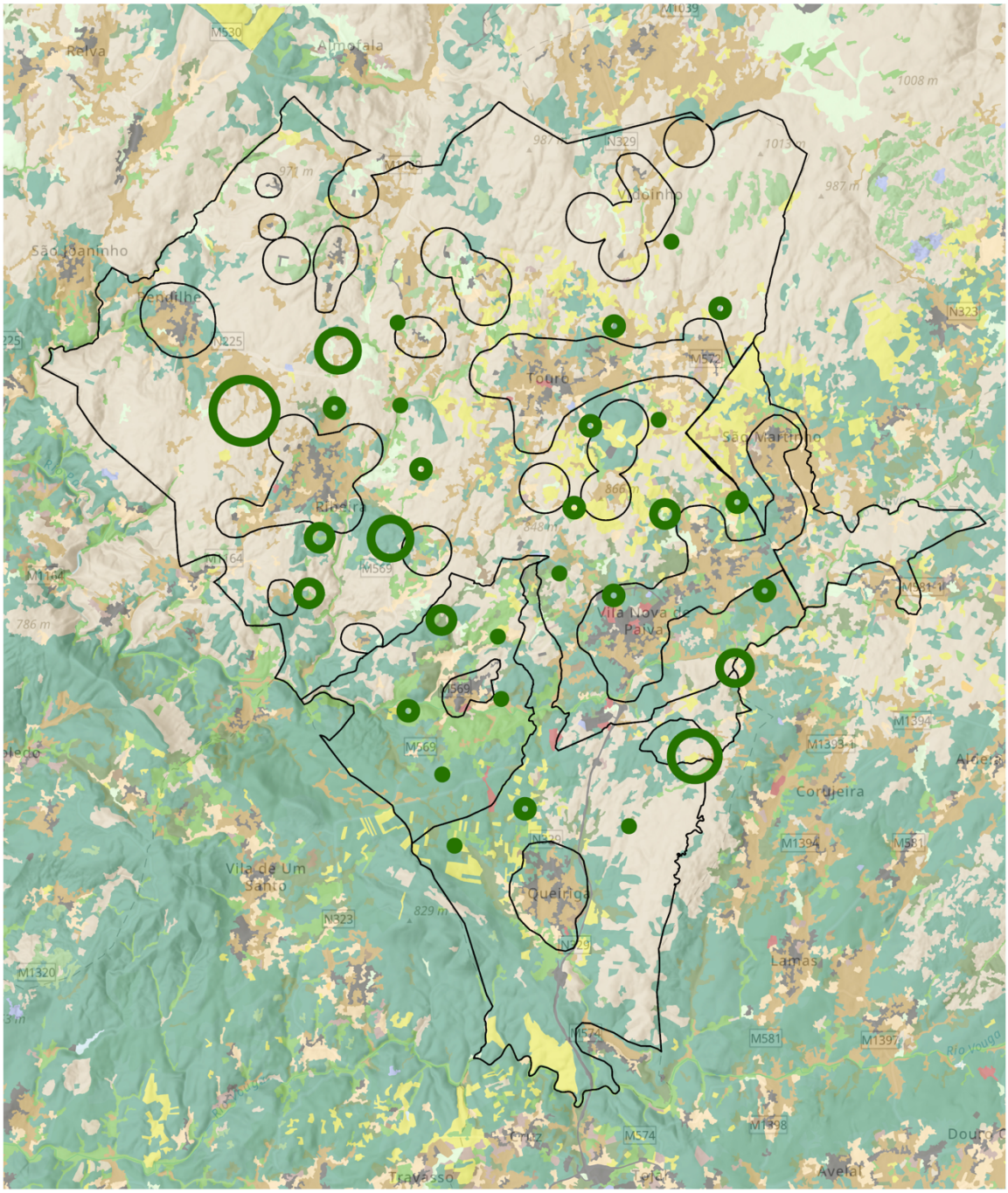



Corte do Tabelião
N122-1
HU-4401
Caminos del Hornillo
92 m
177 m
N122
145 m
Marmelo Gro
HU-4401
Charca de los Palomos
131 m
Corte da Seda
HU-4401
HU-4401
N122
200 m
175 m
Cruzamento de Alcoutim
236 m
Guerreirinho de Balurcos
Tomeiro
Vinagr
Balurco de Cima
Casa Branca
201 m
IC27
Balurco de Baixo
223 m
217 m
160 m
ZCM Oliveirinha
Taxa de indivíduos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,51 - 2,50
N
0
1
Km


Chainça
Rabaçal
Penela
Fartosa
São Sebastião
Cerejeiras
Cardeal
Souravas
Vieiros
Espinhal
Pelvas
Alge
Peral Covo
Pé do Cuquio
Esquio
Campelo
Casas Novas
Serradas da Freixiosa
Florido
Taliscas
Vila Nova
Alvorge
Farelo
Favacal
Fontão Fundeiro
Venda dos Moinhos
Cercal
M557
M639
M562
N110
N347
M1126
M521
M1082
M559
M1195
M1196
M526
M1128
A13
ZCM Penela
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,51 - 2,50
N
0
1
Km


Alentejano e C. Vicentina
Fonte de Mouro
N120
171 m
Cercal
N390
366 m
Foros da Pereira
N120
361 m
Trajanitos
334 m
Alagoachos
Cerca do Cano
M532
Vila Nova de Milfontes
M532
São Luís
M532
N393
Castelão
Casa Branca
ZCM SO Alentejano, ZCA Vidigal e Casas Novas
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,11 - 0,20
0,31 - 0,50
0,51 - 1,00
1,01 - 1,50
1,51 - 2,50
2,51 - 4,50
N
0
2
Km


Tolosa
Gáfete
Comenda
Vale da Feiteira
M1176
M532
M1138
E802
M1020
M533
M1021
N118
Estrada Camarate
291 m
289 m
290 m
328 m
327 m
302 m
309 m
268 m
317 m
300 m
ZCA Tolosa, Perlim e Lage da Prata
Taxa de individuos detetados por câmara/dias
0,00
0,01 - 0,10
0,11 - 0,20
0,21 - 0,30
0,31 - 0,50
1,51 - 2,50
N
0
1
Km



ZCA Alto Paiva e Côvo, ZCM Fráguas, Queiriga, Terras de Demo

Taxa de individuos detetados por câmara/dias

- 0,00
- 0,01 - 0,10
- 0,11 - 0,20
- 0,21 - 0,30
- 0,31 - 0,50
- 0,51 - 1,00
- 1,51 - 2,50

N

0 2 Km

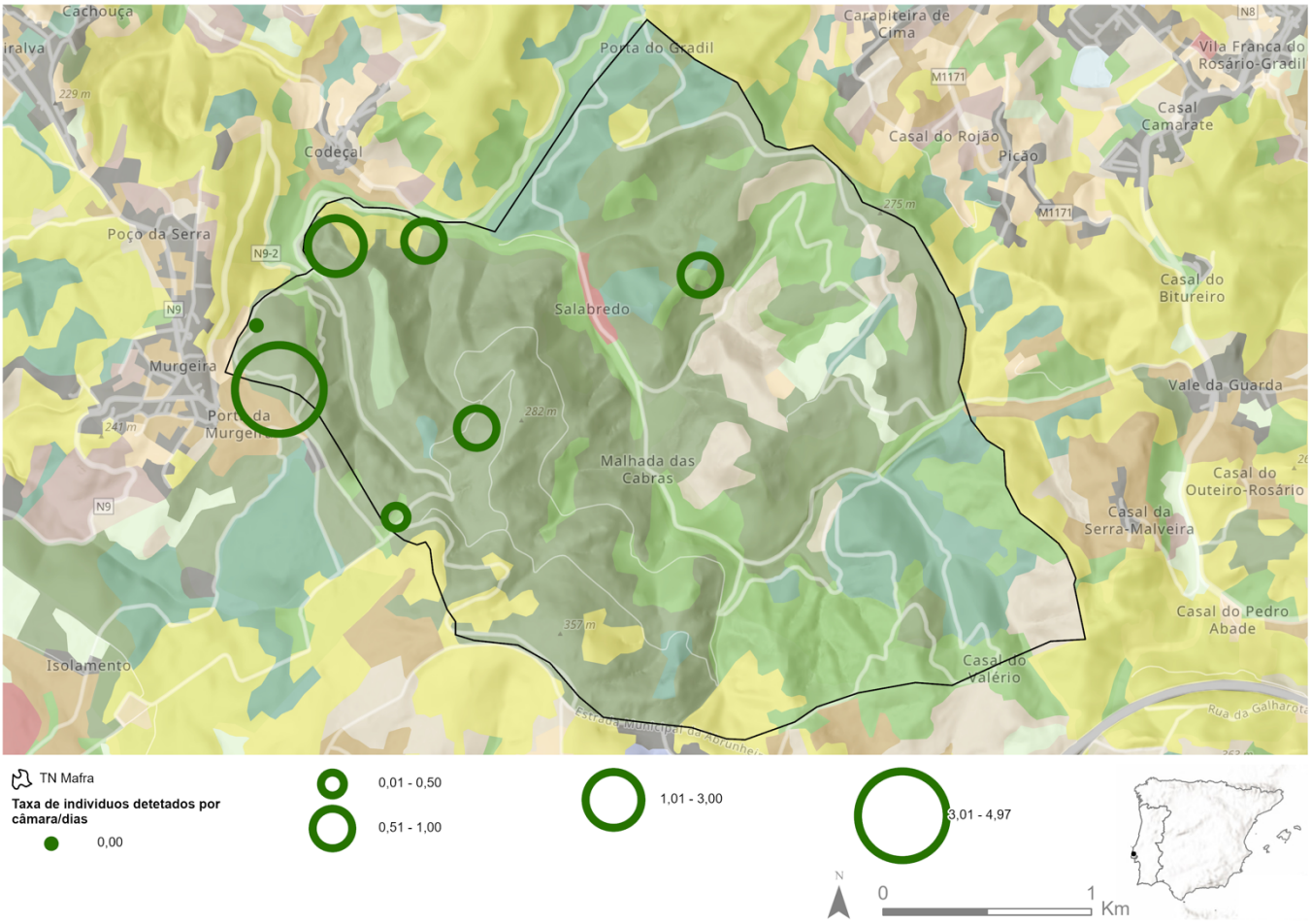


Figura 6 - Taxa de indivíduos detetados nas câmaras fotográficas em cada área piloto. O tamanho dos círculos corresponde à taxa de javalis por câmara/dia. (relativamente à Tapada Nacional de Mafra, para efeitos do presente do relatório, apenas foi possível analisar 7 das 25 câmaras totais, uma vez que o número de registos era muito elevado)

Tabela 2- Estimativa dos valores de densidade de javali, com crias.

Área	Número de sequências (eventos) analisadas	Esforço em dias	Densidade (ind/km²)	Densidade (EP, ind/km²)	Densidade (Intervalo de confiança mín, 95%)	Densidade (Intervalo de confiança máx, 95%)	Coeficiente de variação
ZCM Oliveirinha	177	1003	8,06	2,10	5,96	10,16	26,10
Parque Natural da Arrábida	186	940	18,45	6,36	12,09	24,80	34,46
ZCM Aveiro	38	977	1,62	0,77	0,85	2,38	47,29
ZCA Castelo Melhor	70	1443	1,95	0,74	1,21	2,70	38,14
ZCA Castreja	87	1034	6,39	2,65	3,74	9,03	41,44
ZCT Herdade da Cubeira	183	1212	6,75	1,46	5,29	8,21	21,67
ZCT Herdade do Pedrógão	163	744	10,65	3,60	7,04	14,25	33,85
ZCN Lombada	90	1963	2,79	1,12	1,67	3,91	40,12
ZCT Herdade das Hortas	459	2234	9,09	1,92	7,17	11,01	21,12
ZCM Penela	188	1123	5,69	1,72	3,97	7,41	30,22
ZCM Porca de Murça	74	1445	2,07	0,77	1,30	2,84	37,13
ZCA Bicas da Serra	99	744	16,26	6,45	9,81	22,71	39,65
Tapada Nacional de Mafra	376	392	13,07	4,31	8,76	17,36	32,98
ZCM Sudoeste Alentejano + ZCA Vidigal + ZCA Herdade de Casas Novas	122	650	19,95	8,42	11,53	28,37	42,21
ZCA Lage da Prata + ZCA Herdade de Perlim + ZCA Tolosa	61	825	2,92	0,86	2,05	3,78	29,55
ZCA Alto Paiva e Côvo + ZCM Fráguas + ZCM Queiriga	101	1180	4,75	1,97	2,78	6,72	41,43
ZCM Sudoeste Alentejano	80	392	24,96	13,11	11,85	38,06	52,52
ZCA Vidigal + ZCA Herdade de Casas Novas	42	258	12,33	6,06	6,27	18,39	49,12
ZCA Lage da Prata	9	282	0,85	0,66	0,18	1,51	78,41
ZCA Herdade de Perlim	18	305	4,05	1,40	2,66	5,45	34,49
ZCA Tolosa	34	238	3,91	1,53	2,37	5,44	39,22
ZCA Alto Paiva e Côvo	78	821	4,80	2,24	2,56	7,05	46,71
ZCM Fráguas + ZCM Queiriga	23	359	5,16	3,80	1,36	8,96	73,63

Tabela 3– Estimativa dos valores de densidade de javali, sem crias.

Área	Número de sequências (eventos) analisadas	Esforço em dias	Densidade (ind/km²)	Densidade (EP, ind/km²)	Densidade (Intervalo de confiança mín, 95%)	Densidade (Intervalo de confiança máx, 95%)	Coeficiente de variação
ZCM Oliveirinha	177	1003	7,50	1,96	5,54	9,45	26,11
Parque Natural da Arrábida	167	940	3,45	1,02	2,43	4,47	29,48
ZCM Aveiro	38	977	1,62	0,77	0,85	2,38	47,29
ZCA Castelo Melhor	70	1443	1,95	0,74	1,21	2,70	38,14
ZCA Castreja	87	1034	6,52	2,67	3,84	9,19	41,01
ZCT Herdade da Cubeira	163	1212	3,84	0,95	2,90	4,79	24,63
ZCT Herdade do Pedrógão	161	744	6,65	2,15	4,50	8,81	32,40
ZCN Lombada	90	1963	1,79	0,72	1,07	2,50	40,05
ZCT Herdade das Hortas	453	2234	8,56	1,75	6,80	10,31	20,50
ZCM Penela	180	1123	3,54	0,89	2,65	4,43	25,22
ZCM Porca de Murça	74	1445	1,80	0,65	1,15	2,44	35,97
ZCA Bicas da Serra	97	744	15,57	6,35	9,22	21,92	40,80
Tapada Nacional de Mafra	376	392	12,98	4,21	8,77	17,19	32,43
ZCM Sudoeste Alentejano + ZCA Vidigal + ZCA Herdade de Casas Novas	108	650	11,63	5,55	6,08	17,17	47,70
ZCA Lage da Prata + ZCA Herdade de Perlim + ZCA Tolosa	58	825	2,29	0,77	1,53	3,06	33,53
ZCA Alto Paiva e Côvo + ZCM Fráguas + ZCM Queiriga	101	1180	4,77	1,98	2,79	6,74	41,42
ZCM Sudoeste Alentejano	73	392	15,12	9,28	5,84	24,40	61,37
ZCA Vidigal + ZCA Herdade de Casas Novas	35	258	6,24	2,96	3,28	9,20	47,47
ZCA Lage da Prata	8	282	0,48	0,33	0,14	0,81	69,84
ZCA Herdade de Perlim	16	305	3,41	1,50	1,91	4,91	43,99
ZCA Tolosa	34	238	3,20	1,23	1,97	4,43	38,46
ZCA Alto Paiva e Côvo	78	821	4,84	2,33	2,51	7,17	48,06
ZCM Fráguas + ZCM Queiriga	23	359	5,08	3,68	1,40	8,76	72,51

A estimativa do tamanho populacional de uma espécie à escala nacional é um desafio exigente, principalmente considerando o período de vigência do presente projeto e a espécie em apreço, o javali, caracterizado pelo seu comportamento esquivo e elusivo. Aplicamos os métodos padrão e atualmente mais aceites pela comunidade científica em 16 áreas piloto (21 zonas de caça e PN Arrábida) representativas da realidade ambiental de Portugal Continental. O esforço foi replicado no sentido de controlarmos a sazonalidade que caracteriza o comportamento do javali. O esforço aplicado traduziu-se em estimativas de densidade e abundância fiáveis, além de nos ter munido de informação única e extremamente valiosa relativamente a outras espécies, sejam elas cinegéticas ou não.

A área piloto que registou uma **maior densidade populacional foi a Zona de Caça Associativa Bicas da Serra com um valor estimado de 15,56 javalis/km²** (IC95% = 9,21-21,92 javalis/km²). As áreas piloto que registaram uma **menor densidade populacional foram a Zona de Caça Associativa da Lage da Prata com um valor estimado de 0,48 javalis/km²** (IC95% = 0,14-0,81 javalis/km²) e **a Zona de Caça Municipal de Aveiro com um valor estimado de 1,62 javalis/km²** (IC95% = 0,85-2,38 javalis/km²). **O valor médio de densidade para as áreas piloto amostradas cifrou-se nos 5,44 javalis/km²** (tabela 2). São dados que corroboram as nossas expectativas e que refletem as características ambientais e de gestão das áreas, as perturbações de origem antrópica a que estão sujeitas e, também, o período do ano em que se realizou a amostragem. Não colocamos de parte e reconhecemos a possível sobrestimação populacional em algumas áreas (*e.g.*, Zona de Caça Associativa de Castreja ou a Zona de Caça Municipal do Sudoeste Alentejano). Registamos também algumas potenciais limitações do método aplicado que podem ser debeladas através de uma seleção criteriosa dos locais a amostrar. Por exemplo, a colocação de câmaras em locais posteriormente identificados como locais preferenciais de alimentação, conduz a uma maior taxa de deteção e ao registo de velocidades reduzidas, o que se traduz numa possível sobrestimação dos valores de densidade. São, contudo, observações e recomendações metodológicas que carecem de validação científica para conseguirmos quantificar o quanto estes aspetos podem influenciar as estimativas. A monitorização de uma área fechada em que se conheça o número absoluto de javalis será uma forma de dar robustez e suporte a estas assunções. No entanto, a seleção de um método em detrimento de outro constitui sempre uma solução de compromisso entre vários aspetos como o tempo e os recursos disponíveis. Não temos dúvidas que, de acordo com o conhecimento atual e o tempo disponível, o método aplicado é o que se traduz em resultados mais fiáveis, abrangentes e úteis do ponto de vista de gestão.

De referir que usamos como valores de referência as **densidades calculadas após a exclusão das crias** (tabela 3). Apesar do número de crias nos dar uma ideia concreta da produtividade populacional, a taxa de mortalidade a que as crias podem estar sujeitas, seja por predação ou durante as épocas de escassez, que, em ambientes Mediterrânicos, correspondem ao verão e início do outono, levaram-nos a optar pela sua exclusão. No entanto,

para garantir a comparação da população que temos e da que poderemos ter se a taxa de recrutamento for elevada, apresentamos os valores de densidade por área de estudo excluindo e contemplando as crias (tabela 2 e 3). Os **valores de densidade e abundância são significativos e a taxa de crescimento populacional**, a avaliar pelo número de crias observadas, pode indiciar que os **números poderão ser superiores no futuro. A taxa de extração é reduzida e, nos moldes atuais, não se afigura como suficiente para controlar a população de javali e os impactos que esta representa.** A figura 7 deixa claro o número de javalis abatidos durante os últimos 30 anos, bem como a tendência decrescente do número de caçadores em Portugal continental (figura 8). De referir que estes gráficos se basearam em dados oficiais reportados à tutela, o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas. Uma avaliação dos últimos cinco anos pré-pandémicos, e considerando os valores obtidos neste estudo, chegamos à conclusão de que a taxa de extração se cifra nos 9,5% (6,7% - 16,2%). O facto de se basearem em dados oficiais significa, muito possivelmente, que esta taxa está subestimada, no entanto, não é conhecida a dimensão dessa subestima. A interrupção e redução das atividades durante o período pandémico podem também ter propiciado um aumento significativo, embora desconhecido, da população de javali. Serão informações a confirmar no futuro, quando procedermos à compilação e análise dos dados de abates atualizados.

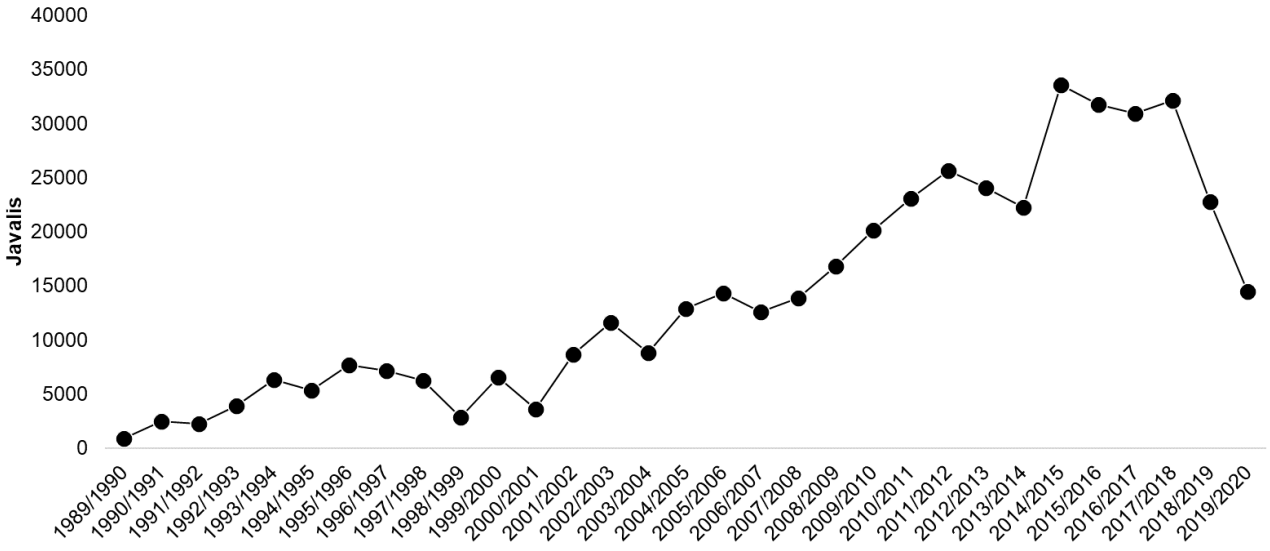


Figura 7 - Tendência do número de javalis caçados em território nacional.

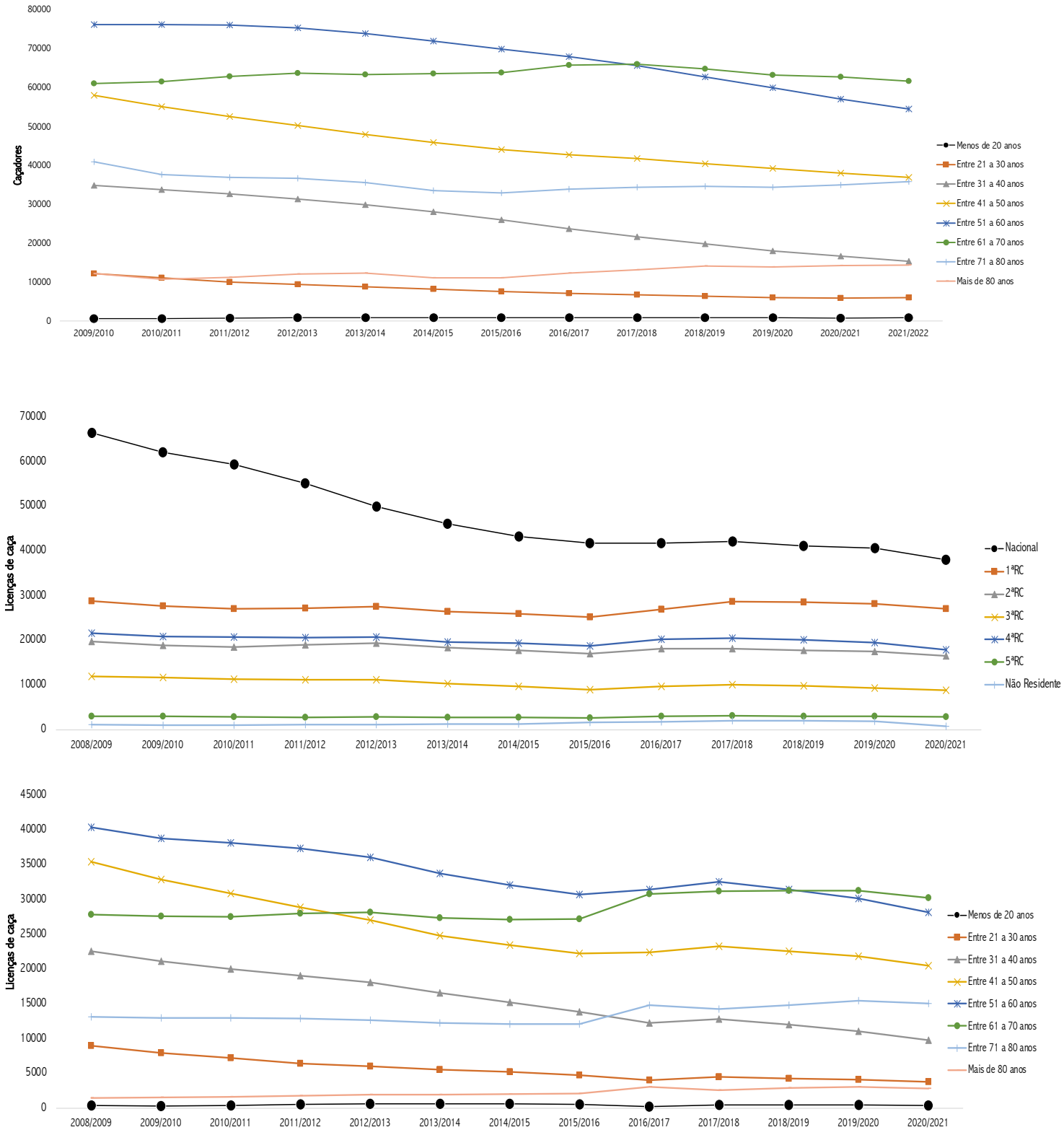


Figura 8- Tendências gerais relativas ao número de caçadores e número de licenças por ano, classe etária e região cinegética (RC). De referir que os valores apresentados são estatísticas gerais fornecidas pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas e que atualmente não é possível discriminar se são licenças de caça maior e de caça ao javali.

Em Espanha, o javali tem assumido um protagonismo ímpar. Os prejuízos provocados, as constantes incursões em meio periurbano e urbano, bem como os acidentes rodoviários registados, conferem significado às densidades estimadas para algumas áreas do território espanhol (Pascual-Rico et al., 2022). Por exemplo, em duas zonas de caça do nordeste espanhol (Araba e Huesca), foi estimada uma densidade de javalis de 2,12 ± 0,83 e 11,31 ± 4,11 javalis/km^2. No Parque Natural *Sierra del Carche*, localizado no Levante peninsular, a densidade cifrou-se nos 4.08 ± 1.63 javalis/km^2. Em Portugal, a densidade de javali na Zona de Caça Associativa de Santulhão, Nordeste de Portugal, foi calculada em 3,07± 0,79 javalis/km^2 (Acevedo et al., 2022). São valores consistentes com os reportados neste trabalho e que reforçam a importância da uniformização de métodos para comparação de estimativas em cenários ambientais distintos.

Contudo, proceder à extrapolação de dados locais para uma realidade nacional é um exercício com limitações e que deve ser interpretado com as devidas cautelas. A dinâmica populacional do javali difere no tempo e no espaço e as características ambientais, sejam a nível do uso do solo, topográficas e climáticas, são muito variáveis em ambientes mediterrânicos. O modelo de gestão de cada contexto e zona de caça é variável, tornando muito difícil controlar esta miríade de fatores aquando do exercício de extrapolação.

As 16 áreas piloto foram selecionadas com o objetivo de garantir esta representatividade, seja a nível ambiental como a nível dos modelos de gestão. Estamos cientes do número de abordagens que poderiam ser usadas para extrapolar os valores e que poderiam ser implementadas para corroborar as nossas estimativas. Desde ferramentas geoestatísticas, que eventualmente exigiriam uma representatividade distinta do território (Pittiglio et al., 2018), a modelos aditivos generalizados (Drexler e Ainsworth 2013) ou a modelos de distribuição que explorassem a relação entre a abundância e a favorabilidade ambiental (Acevedo et al., 2017, ver também Koffel et al., 2022). Os resultados da atividade cinegética são por vezes usados como *proxy* da abundância populacional de uma espécie. No entanto, o detalhe, a sobrestimação a que estão sujeitos, pois nem todos os animais abatidos são reportados, e o desconhecimento do esforço de caça empregue, dificultam o seu uso no âmbito da gestão das espécies cinegéticas. São aspetos que estão a ser trabalhados e aprimorados a nível europeu e nos quais a equipa da Universidade de Aveiro está diretamente envolvida. No âmbito deste relatório, e atendendo à diversidade e heterogeneidade das áreas piloto, implementamos uma análise de agrupamento multivariada, onde se procedeu à organização das zonas de caça do país, representativas do território nacional continental, de acordo com as suas características ambientais, em particular, o uso e ocupação do solo, um dos maiores determinantes da dinâmica populacional do javali. As zonas de caça foram agrupadas em *clusters*. As zonas de caça incluídas num determinado *cluster* são similares entre si em termos de composição do habitat, mas diferentes das zonas de caça incluídas nos restantes *clusters* considerados. O algoritmo *K-means* foi usado para maximizar as semelhanças das zonas de caça num mesmo *cluster* e as diferenças das zonas de caça

dispostas em *clusters* distintos. O denominado *pseudo F-statistic* foi o parâmetro utilizado para definir o número ótimo de clusters (n = 7). Os clusters representam diferente tipos de áreas, desde áreas dominadas por terrenos agrícolas e culturas de sequeiro e regadio (cluster 1), áreas dominadas por bosques de carvalhos e outras folhosas nativas (cluster 2), áreas dominadas por pastagens e terrenos abertos de herbáceas, gramíneas e leguminosas (cluster 3), áreas dominadas por pomares, vinhas, olivais e amendoais (cluster 4), áreas em que predominam os matos, como giestais ou urzais (cluster 5), áreas dominadas por monoculturas de eucaliptos e exóticas invasoras (cluster 6) e áreas dominadas por bosques ou plantações de resinosas (cluster 7).

Finalizado o processo de estimativa de densidades a nível local e após o agrupamento das zonas de caça de acordo com as suas características ambientais, chegamos a uma **estimativa nacional de 277.385 javalis em Portugal Continental, podendo este valor variar entre 163.157 e 391.612 javalis**, se considerarmos o coeficiente de variação médio obtido para as estimativas locais (0,41, figura 9). Este valor deve ser obviamente interpretado com precaução. No entanto, atendendo ao esforço realizado, à representatividade das zonas de caça, ao rigor da análise e à perceção da equipa, consideramos que é um valor fiável e de extrema relevância do ponto de vista de gestão. Contudo, existem áreas, como as zonas de caça turísticas, por exemplo, cujo modelo de gestão é variável, o que dificulta a tarefa de extrapolação. Um esforço orientado no sentido de entender como é que as opções de gestão (*e.g.* alimentação suplementar, taxa de extração) se repercutem na dinâmica e tamanho populacional da espécie é essencial.

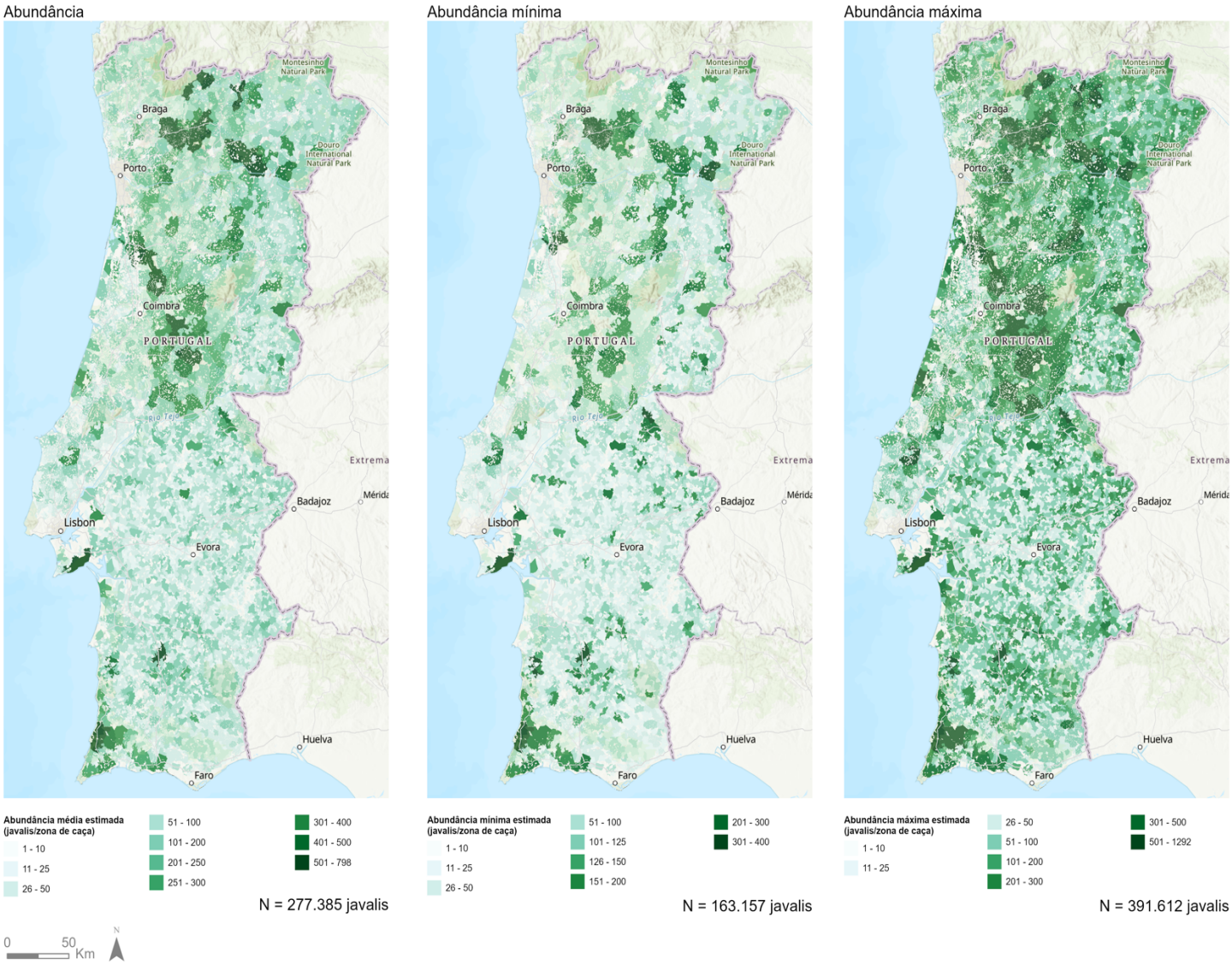


Figura 9– Estimativa da abundância de javali em território nacional.

Além da estimativa da abundância de javali em território nacional, são apresentados na figura 9, os valores mínimos e máximos atendendo ao coeficiente de variação obtido para as análises de densidades locais. Os valores reportados dizem respeito à abundância estimada (número de javalis por zona de caça) e não à densidade estimada (número de javalis por unidade de área).

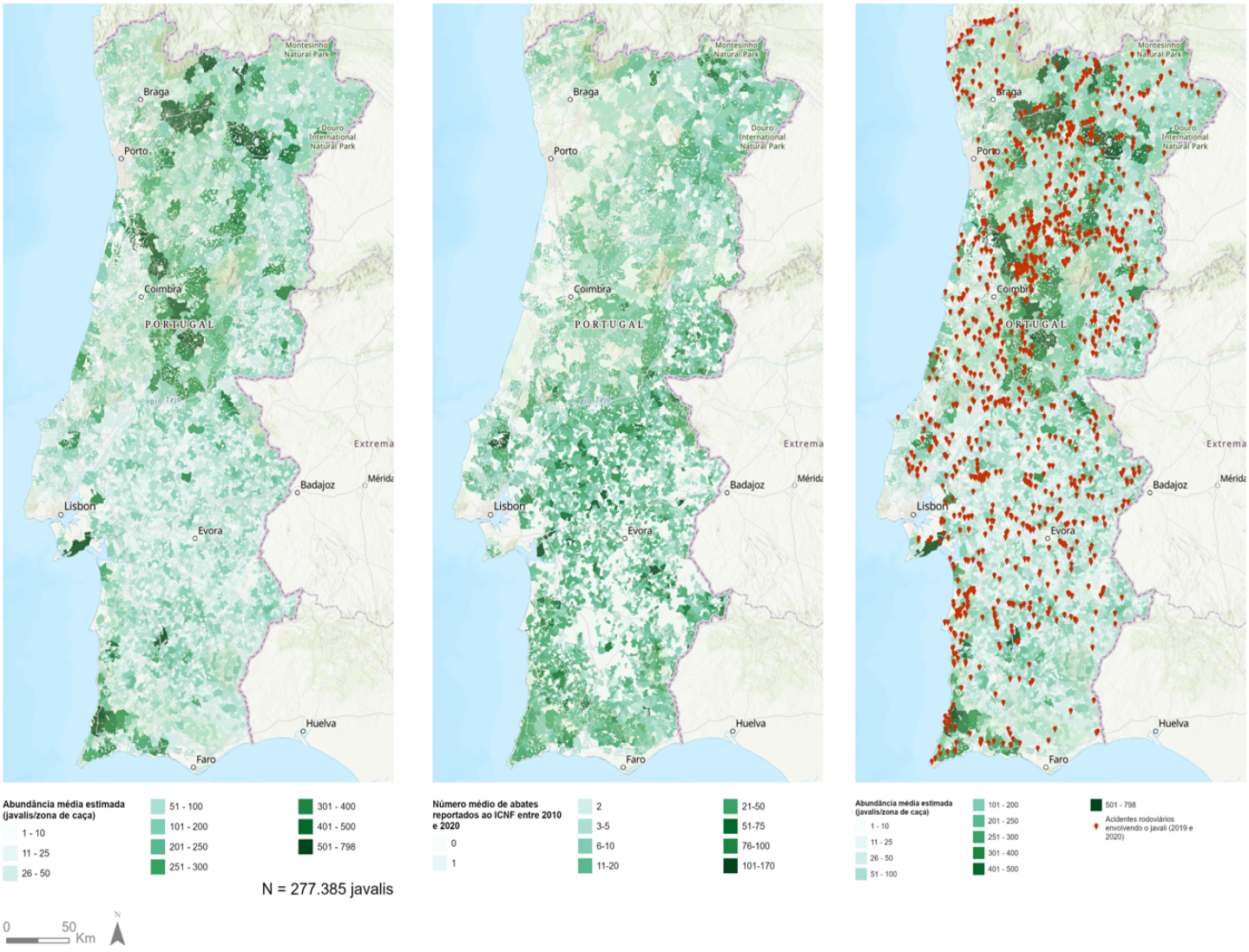


Figura 10– Representação da abundância de javali em território nacional, tal como o número médio de abates reportados ao ICNF (entre 2010-2020) e os acidentes rodoviários reportados (2010-2020).

Não obstante algumas limitações e incertezas inerentes a qualquer processo de extrapolação, as comparações realizadas entre a espacialização das estimativas e a distribuição dos acidentes em território nacional reforçam os valores obtidos e corroboram as conclusões apresentadas no eixo 4. De destacar que a concordância entre os valores de abundância e o número médio de abates reportados ao ICNF entre 2010 e 2020 não é total. Tal pode dever-se a vários fatores, i) o desencontro temporal entre o período de referência dos dados de abates e a realização do presente estudo, ii) o esforço e intensidade de caça é superior na região sul do país, iii) a maior taxa de extração a sul do país reflete-se numa diminuição dos efetivos, iv) as zonas de caça a sul do país, muitas das quais turísticas, reportam os resultados dos eventos de caça com maior frequência

e fiabilidade, v) as nossas estimativas subestimaram o tamanho das populações de javali a sul do país ou sobrestimaram o tamanho das populações de javali a norte (de referir que a figura 10 representa a abundância de javalis e não o número de javalis por unidade de área, densidade). É necessário sensibilizar caçadores e gestores de norte a sul do país para que se comprometam a reportar os dados absolutos de mortalidade resultantes dos eventos cinegéticos. Só assim podemos considerar os dados reportados um verdadeiro proxy da abundância do javali e uma ferramenta válida para a gestão da espécie.

O trabalho e os dados aqui representados constituem um marco, não apenas na gestão e conhecimento das populações de javali, mas também na gestão das populações cinegéticas. O esforço foi hercúleo e só foi possível devido à total disponibilidade e mobilização de vários recursos, alguns exteriores à equipa. Ao longo do texto, foram elencadas algumas aproximações e necessidades futuras, no sentido de corroborarmos as estimativas obtidas. A Universidade de Aveiro tem trabalhado com várias equipas europeias no sentido de aprimorar as estimativas e a relação custo-benefício das metodologias empregues. A colaboração com caçadores e gestores é uma condição *sine qua non* para o sucesso das várias iniciativas em curso. Estamos certos de que este trabalho, materializado neste relatório, lança as bases para uma gestão correta e adaptativa do javali, não esquecendo nem negligenciando o seu importante papel ecológico enquanto presa e espécie-chave na dinâmica dos ecossistemas terrestres.

Os gráficos apresentados com a tendência do número de javalis abatidos e de caçadores com licença em Portugal continental são sintomáticos (figura 7, 8). A caça nos moldes atuais não parece ser suficiente para controlar a população de javalis. O abandono da atividade é um reflexo do afastamento da população das problemáticas do mundo rural. O aumento da população de javalis é expectável e as consequências são conhecidas. O setor cinegético tem de trabalhar a forma como divulga as suas atividades e como é percecionado pela população geral. Caçadores, conservacionistas e investigadores são peças-chave na manutenção e fomento dos equilíbrios ecológicos numa paisagem mediterrânica moldada há milénios pela população humana e pelas suas atividades. O período é oportuno para um diálogo e esforço concertado no sentido de assegurarmos equilíbrios e prepararmos o território para uma eventual chegada da Peste Suína Africana.

A catalogação de uma população como sobreabundante depende do contexto ecológico, social e económico em que a mesma se insere. A abundância e distribuição do javali tem vindo a aumentar a nível europeu e Portugal não é exceção. Sabemos, e reconhecemos que este aumento da abundância populacional e distribuição da espécie não é inteiramente prejudicial, no entanto, também sabemos e reconhecemos que são vários os relatos, científicos e sociais, que reportam um impacto negativo do javali nas propriedades do ecossistema e na conservação de valores naturais (Barrios-García e Ballari, 2012), bem como nas atividades

socioeconómicas das populações que habitam as áreas rurais e periurbanas. Apesar das evidências sobre o impacto ecológico, positivo ou negativo, do javali em Portugal ainda serem escassas, o número de relatos relativos aos danos em cultivos, acidentes rodoviários (Torres et al. 2023) e transmissão de doenças e de agentes infeciosos resistentes a antibióticos acumulam-se (Torres et al, 2022; Torres et al, 2021; Torres et al, 2020). Estas evidências, suportadas pelos dados apresentados neste relatório, levam-nos a considerar que **o território nacional continental apresenta uma população de javali sobreabundante, e que essa sobreabundância poderá ser particularmente relevante em áreas periurbanas e em áreas onde as culturas (e.g. milheirais) constituem um importante aporte alimentar.** Além de promoverem o conflito entre as atividades humanas e o javali, **a disponibilidade de recursos alimentares de origem antrópica**, seja em áreas rurais, ou em áreas periurbanas, desempenha um importante papel na dinâmica populacional do javali (González-Crespo et al., 2018). Este aspeto, aliado à **suplementação alimentar realizada com um propósito durante largos períodos do ano**, pode repercutir-se num **aumento do número de crias por fêmea fértil, num aumento da percentagem de fêmeas gestantes e um incremento na taxa de sobrevivência dos listados e juvenis, o que se traduz no indesejável aumento da população de javali**. Assim, **a redução do acesso a alimentação suplementar**, quer em espaços urbanos e peri-urbanos, ou disponibilizada quase ao longo de todo o ano (e.g. milho) é uma das medidas a considerar para se reverter a tendência crescente das populações de javali.

Os dados recolhidos no âmbito do presente relatório demonstram que a **taxa de extração se cifra aproximadamente nos 10%**, sendo esta taxa variável a nível nacional (6,7% - 16,2%). Os motivos que justificam esta taxa reduzida foram devidamente discutidos, mas mesmo considerando uma muito provável subestima, **podemos concluir que a taxa é, nas condições ecológicas e sanitárias atuais da população de javali, insuficiente para controlar a população de javali e os seus impactos**. Os dados demonstram que um menor número de caçadores tem abatido um maior número de javalis. Esta tendência é transversal a vários países europeus e traduz-se numa tendência de aumento populacional (Massei et al., 2015). **As atividades cinegéticas tradicionais não são suficientes para controlar o aumento da população de javali**. Importa referir que o aumento da taxa de extração em 20-30% em relação ao valor atual pode inclusivamente não ser suficiente para reverter a tendência crescente observada nas populações silvestres (Toïgo et al., 2008), o que sublinha a importância da monitorização destas populações.

Apesar de os processos tradicionais de caça não serem suficientes para assegurarem o controlo das populações de javali, continuam a ser o **processo mais eficaz e disseminado**. Sugerimos alguns ajustes no sentido de maximizarmos o seu impacto, que está também diretamente ligado à alimentação suplementar, tal como mencionado anteriormente. Reconhecemos a importância dos cevadouros para a eficácia e sucesso de vários métodos cinegéticos, no entanto, **o prolongamento da cevagem no tempo pode ser contraproducente** pelos

motivos elencados supra. Aliás, modelos preditivos recentemente desenvolvidos indicam que a **redução dos recursos alimentares são essenciais ao controlo populacional do javali** (González-Crespo et al., 2018). Embora desenvolvidos em ambiente urbano e periurbano, as implicações deste estudo são transversais a outras realidades. Deve assim ser avaliada e equacionada a **limitação temporal da cevagem**. Eventuais alterações realizadas no período de caça devem ser equacionadas, no entanto, não se deve negligenciar as implicações que batidas, montarias e outros eventos massivos poderão ter noutras espécies. No entanto, a realização destes eventos pode ser intensificada e aprimorada durante o calendário venatório atualmente em vigor (outubro-fevereiro). **A maior pressão sobre os juvenis e, em particular, sobre as fêmeas juvenis, é visto como um aspeto basilar para reverter a tendência crescente das populações de javali.** A caça seletiva destes exemplares requer, contudo, a combinação de diferentes técnicas cinegéticas e de captura. **A correta planificação de batidas e montarias é essencial, sendo que a sua concentração no período outonal (outubro-dezembro) pode contribuir para um aumento da sua eficácia** (Vajas et al., 2020). **O número, densidade e localização dos postos também tem um papel importante na eficácia destes métodos**, pelo que vários autores sugerem que aumentando o número de caçadores envolvidos em processos de caça, em áreas maiores, e preferencialmente nos meses iniciais do calendário venatório, são fatores importantes para aumentar o número de animais caçados (Fernandez-de-Simon et al., 2023). A **realização de esperas noturnas** afigura-se como um importante complemento e a **profissionalização da caça** constitui um passo importante com implicações claras e óbvias em casos localizados de sobreabundância com impactos claramente identificados. A profissionalização da caça ao javali pode constituir um complemento a curto prazo daquelas que serão as medidas que visem um controlo nacional da população de javali através dos métodos de batida e montaria. **O recurso a caçadores profissionais pode também afigurar-se como uma das alternativas para garantirmos um aumento da pressão sobre classes etárias e sexos específicos.**

B. Estado biológico da população de javalis a nível nacional

A avaliação dos parâmetros fisiológicos, sanitários e indicadores de condição física dos animais está dependente da recolha de amostras biológicas nos atos de caça (nomeadamente de montarias) realizados nas áreas de implementação do projeto. A condição física refere-se, *sensu lato*, à condição corporal e ao estado sanitário dos animais. Estes indicadores interagem com a densidade populacional através de fatores que dependem do habitat no qual as espécies se inserem, nomeadamente a dieta e nutrição. Este sistema possui uma capacidade autorreguladora que, por sua vez, é influenciado por fatores externos (*e.g.*, condições climáticas, disponibilidade de habitat, competição inter e intraespecífica, predação, caça, pastorícia, perturbação humana). A amostragem de javalis abatidos em atos de caça permitirá também o registo do sexo, idade e dados biométricos, devendo ser igualmente recolhidas várias amostras de tecidos e órgãos para posterior análise. Apesar de todas as áreas piloto se terem comprometido a partilhar as datas dos atos venatórios, a situação pandémica que o país atravessou, desde março 2020, impôs fortes restrições à circulação entre concelhos e ao ajuntamento de pessoas, condições que impediram a realização de montarias nas áreas de estudo e, por conseguinte, não foram recolhidas amostras nas épocas venatórias de 2020/2021. O aliviar das restrições possibilitou o desenvolvimento de contatos com as zonas de caça envolvidas no projeto e o agendamento das montarias a serem acompanhadas pela equipa da Universidade de Aveiro. **No total, foram acompanhadas 14 montarias e amostrados um total de 77 javalis.** Apesar da retoma da possibilidade de realização de montarias, existiram zonas de caça que face à incerteza causada pelas condições pandémicas decidiram não realizar este ato venatório, o que aliado ao facto de existirem várias montarias a decorrer em simultâneo, inviabilizou o acompanhamento de um maior número de montarias.

Para cada indivíduo, foi registada a localização, data, sexo, idade, peso corporal (kg), comprimento (cm), altura ao garrote (cm), perímetro torácico (cm), comprimento da cabeça (cm), comprimento da orelha (cm) e comprimento do tarso (cm). Foram também recolhidas amostras de excrementos, músculo (pescoço e ponta da língua), zaragatoas nasais, pêlo, sangue e pele com pêlo. Também estimamos um índice de condição física, que é traduzido pela razão entre o peso corporal e o comprimento do tarso (Castillo-Contreras et al., 2021).

Dos 77 javalis amostrados, **46 eram fêmeas, 29 eram machos** (2 indivíduos não foi possível apurar o sexo) e **45 eram indivíduos adultos e 32 eram juvenis** (tabela 4). Na tabela 5 são descritas as biometrias dos animais caçados.

Tabela 4– Total de javalis amostrados nas montarias (* sexo desconhecido).

Localidade	Coordenadas latitude	Coordenadas longitude	Sexo	Juvenil	Adulto	Total
Cardanha	41,250668	-7,018179	Fêmea	1	1	2
			Macho	1	1	2
Cabanas de Viriato	40,453280	-8,033117	Fêmea	0	0	0
			Macho	4	1	5
Vila Nova de Milfontes	37,808784	-8,781769	Fêmea	1	1	2
			Macho	0	0	0
Cetos	40,936368	-7,968187	Fêmea	*	0	0
			Macho	*	0	0
Paranhos da Beira	40,489450	-7,828155	Fêmea	0	2	2
			Macho	1	0	1
Penacova	40,301871	-8,248069	Fêmea	0	2	2
			Macho	1	1	2
Castro Laboreiro	42,056824	-8,166747	Fêmea	0	0	0
			Macho	1	0	1
Miranda do Corvo	40,068722	-8,288834	Fêmea	1	1	2
			Macho	0	0	0
Herdade de Pedrogão	38,773426	-8,332785	Fêmea	0	4	4
			Macho	0	2	2
São Brás de Alportel	37,182538	-7,927416	Fêmea	2	3	5
			Macho	0	0	0
Alcoutim	37,430417	-7,482240	Fêmea	0	3	3
			Macho	1	2	3
Aldeia Formosa	40,473957	-7,868444	Fêmea	3	*	3
			Macho	0	*	0
Brenda da Aveleira	41,986722	-8,276978	Fêmea	2	2	4
			Macho	0	0	0
Tolosa	39,427998	-7,760122	Fêmea	3	1	4
			Macho	1	1	2
Deilão	41,855883	-6,537040	Fêmea	1	2	3

			Macho	0	5	5
Cubeira	39,665225	-7,171955	Fêmea	2	1	3
			Macho	2	1	3
Troviscais	37,639974	-8,659082	Fêmea	2	5	7
			Macho	2	1	3

Tabela 5 - Média, mediana, intervalo e tamanho da amostra de todas as medidas e condição corporal de javali por classe de idade.

Biometrias	Média	Mediana	Intervalo	n
Peso corporal (Kg)				
Adultos	59.6	55.00	38.0 - 100.0	45
Juvenis	35.53	36.00	10.0 - 45.0	30
Total	49.97	45.00	10.0 - 100.0	75
Comprimento (cm)				
Adultos	127.02	128.00	108.0 -184.0	45
Juvenis	107.17	108.50	84.0 - 120.0	30
Total	119.08	115.00	84.0 - 184.0	75
Altura ao garrote (cm)				
Adultos	76.62	77.00	61.0 - 90.0	45
Juvenis	65.43	65.50	50.0 - 75.0	30
Total	72.15	72.00	50.0 - 90.0	75
Perímetro torácico (cm)				
Adultos	108.42	110.50	60.0 - 126.0	45
Juvenis	97.63	97.25	78.0 - 124.0	30
Total	86.11	84.75	33.5 - 126.0	75
Tarso (cm)				
Adultos	25.69	26.00	21.0 - 29.0	45
Juvenis	24.63	25.00	17.0 - 32.0	30
Total	25.27	26.00	17.0 – 32.0	75
Índice de Condição Corporal (peso corporal/tarso)				
Adultos	2.40	2.14	1.43 - 4.35	45
Juvenis	1.42	1.46	0.42 - 2.25	30
Total	2.01	1.85	0.42 - 4.35	75

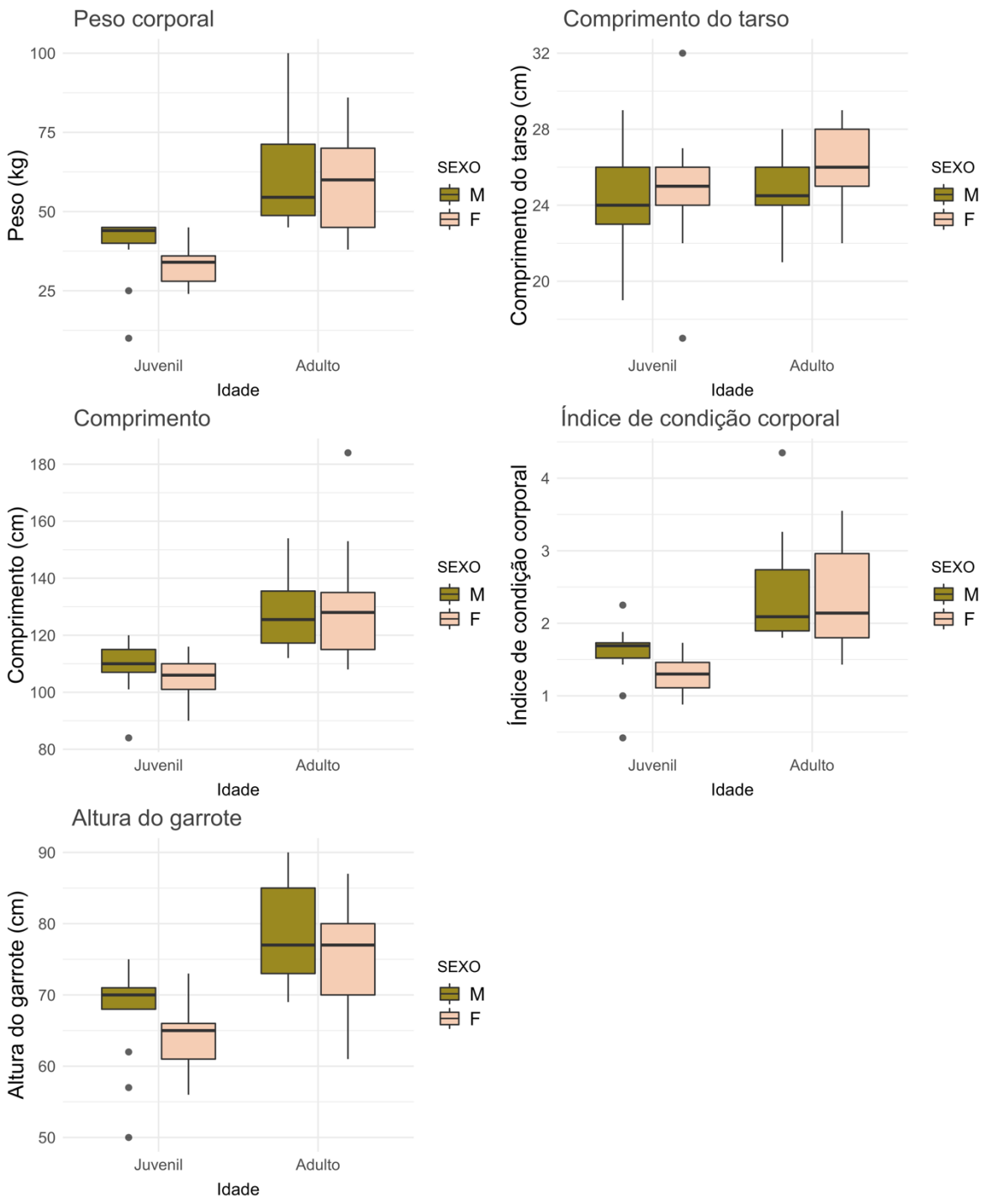


Figura 11– Biometrias dos animais amostrados, distribuídas por sexo e classe etária.

Os indivíduos adultos revelaram valores mais elevados no que respeita aos parâmetros avaliados, incluindo o índice de condição corporal, o que era expectável (figura 11). Para testarmos a possibilidade de diferenças significativas entre sexos da mesma classe etária e entre classes etárias foi efetuada uma análise de variância de duas vias. De forma a comparar a média entre grupos, foram efetuadas comparações múltiplas entre

pares (fêmeas e machos da mesma classe etária e adultos e juvenis dentro do mesmo sexo) usando o método de correção de Šidák. A confirmação das assunções de normalidade de resíduos e homogeneidade de variâncias de cada modelo estatístico foi efetuada através da inspeção visual dos resíduos e testes de Shapiro-Wilk e Levene. Todas as análises foram efetuadas no software R (R versão 4.0.3 Core Team 2020). Para as análises usou-se o pacote *stats*, para a avaliação de assunções foram usados os pacotes *ggpubr* (Kassambara, 2019) e *rstatix*. Para as comparações múltiplas foi usado o pacote *emmeans* e para os gráficos os pacotes *ggplot* (Wickman, 2016) e patchwork. O nível de significância foi determinado como p <0,01.

Relativamente ao peso, ao comprimento, ao garrote, e à condição física não se verificaram diferenças significativas entre sexos da mesma idade, mas diferenças significativas entre adultos e juvenis dentro de cada idade (tabela 4). Relativamente ao tarso, não há diferenças significativas entre sexos da mesma idade e também não há diferenças significativas entre adultos e juvenis dentro da mesma idade (tabela 6).

Tabela 6 – Tabela de correções de Šidák para comparações múltiplas após a ANOVA de 2 vias.

	Comparação entre grupos	t	Estimativa	Erro padrão	Nível de significância (*p*)
PESO	♂ adulto vs. juvenil	4.44	21.83	4.92	0.0001*
	♀ adulto vs. juvenil	6.48	26.09	4.02	<.0001*
	juvenil ♂ vs. ♀	- 1.34	-6.52	4.85	0.48
	adulto ♂ vs. ♀	-0.55	-2.27	4.10	0.93
COMPRIMENTO	♂ adulto vs. juvenil	3.80	17.37	4.56	0.0010*
	♀ adulto vs. juvenil	5.82	21.70	3.73	<.0001*
	juvenil ♂ vs. ♀	-0.87	-3.91	4.50	0.78
	adulto ♂ vs. ♀	0.11	0.42	3.80	0.99
GARROTE	♂ adulto vs. juvenil	4.74	11.29	2.38	<.0001*
	♀ adulto vs. juvenil	5.94	11.57	1.95	<.0001*
	juvenil ♂ vs. ♀	-1.524	-3.58	2.35	0.37
	adulto ♂ vs. ♀	-1.664	-3.30	1.98	0.29
TARSO	♂ adulto vs. juvenil	0.67	0.58	0.86	0.88
	♀ adulto vs. juvenil	1.752	1.23	0.70	0.25

	juvenil ♂ vs. ♀	0.84	0.710	0.85	0.80
	adulto ♂ vs. ♀	1.90	1.36	0.72	0.19
ÍNDICE CONDIÇÃO CORPORAL	♂ adulto vs. juvenil	3.83	0.84	0.22	0.0011*
	♀ adulto vs. juvenil	6.08	1.09	0.18	<.0001*
	juvenil ♂ vs. ♀	-1.18	-0.25	0.22	0.58
	adulto ♂ vs. ♀	-0.02	-0.00	0.18	1.00

Não foi possível determinar se as diferenças entre os parâmetros avaliados estão relacionadas com o espaço e habitat, uma vez que não foi possível recolher amostras suficientes para realizar este tipo de análise.

C. Ecologia espacial e mitigação de potenciais prejuízos provocados pelo javali

A avaliação dos fatores que possam aumentar ou diminuir o impacto e a dimensão dos prejuízos causados pelo javali está dependente do conhecimento detalhado da sua ecologia espacial. **A colocação de colares GPS e o respetivo seguimento e análise dos exemplares capturados em três áreas distintas do país: uma no centro (áreas agroflorestais de minifúndio - região da Serra da Lousã), outra na região do Alentejo (áreas agrícolas de latifúndio, nomeadamente de culturas de milho – Montemor-o-Novo, Herdade do Pedrogão) e uma terceira numa Área Protegida, o Parque Natural da Arrábida (área com registo de incursões frequentes do javali em espaços humanizados) é a metodologia indicada para darmos respostas ao objetivo que consubstancia a tarefa.** Esta metodologia é essencial para o entendimento das diferenças sazonais e diárias do uso do espaço realizado por estes animais em áreas de conflito com as atividades humanas. Para tal, foram capturados indivíduos em armadilhas apropriadas, e posteriormente colocados colares GPS nos espécimes selecionados para o efeito (figura 12).



Figura 12 - Armadilhas para capturar os javalis (à esquerda) e os colares GPS (à direita).

Foram colocadas cinco armadilhas na região da Serra da Lousã (figura 13, 14), cinco em Montemor-o-Novo (Herdade do Pedrogão) (figura 18, 19) e cinco no Parque Natural da Arrábida (figura 23). Foram também instaladas câmaras de armadilhagem fotográfica nos vários locais, direcionadas às armadilhas, o que nos permitiu monitorizar o uso das mesmas pelos javalis (figura 13). O trabalho foi desenvolvido em estreita colaboração com o veterinário envolvido no projeto (Dr. Pedro Melo, da Vetnatura). As armadilhas, quando ativas, foram verificadas duas vezes por dia (ao amanhecer e anoitecer) e sempre que um javali foi capturado, o veterinário foi chamado ao local, os animais manipulados, seguindo os procedimentos protocolados pelo veterinário, e os colares GPS

foram colocados. A operacionalização das armadilhas revelou-se um trabalho moroso uma vez que tiveram de ser ajustadas e reforçadas pois não eram suficientemente fortes para reter os javalis adultos.

Os colares foram ativados assim que se procedeu à sua colocação nos animais capturados. Cada posição foi armazenada com indicação da data, hora, coordenadas em WGS 84 e elevação. A comunicação GSM (incorporada nos colares) oferece a possibilidade de controlar a posição do animal quase em tempo real, transmitindo a posição do animal para uma estação de terreno (*groundstation*). Assim, a posição dos animais foi inicialmente registada a cada 30 minutos (nos primeiros 40 dias após a colocação dos colares) sendo que posteriormente o registo das posições passou a ser realizado a cada 2 horas e 55 minutos, garantindo uma maior duração da bateria. No total, foram colocados 11 colares de GPS (Vectronics, modelo GPS PLUS, Vectronic Aerospace Gmbh, Berlin), em 2 machos e 9 fêmeas. A duração da bateria dos colares é um compromisso entre o número de posições gravadas e o tempo que se pretende que o colar esteja ativo. Foi definido que após 565 dias, o *drop-off* dos colares seria ativado, sendo que este seria libertado automaticamente do animal, tornando possível a sua recuperação; a menos que tenha ocorrido um evento de mortalidade antes da expiração da bateria. O uso de colares de GPS é uma oportunidade única para obter informação científica fundamental sobre a seleção de habitat do javali e sobre a sua dinâmica populacional, que é praticamente desconhecida em Portugal.

Antes de estimarmos as áreas vitais, investigamos visualmente as posições de GPS através do software QGIS 3.4 (QGIS Development Team, 2018). Apenas os animais com dados de GPS compilados por um período superior a 60 dias foram incluídos na análise de área vital e área nuclear, tendo sido excluídos os restantes animais (colares: 109_1, 109_2, 78). Importa referir que para a análise subsequente, foi definida como data-limite para a recolha de todos os dados, o dia 3 de novembro (2022), pelo que as posições de GPS analisadas foram recolhidas até essa data. São várias as metodologias adotadas para estimar e quantificar áreas vitais através de dados obtidos por GPS. Os vários métodos, as suas vantagens e limitações, têm sido amplamente revistos e discutidos (Kie et al., 2010). Aqui, usamos o método do Mínimo Polígono Convexo - MPC (*Minimum Convex Polygon*) que fornece uma representação padrão não-estatística da área vital de um animal. Este método cria um polígono incluindo as localizações obtidas. O MPC é um dos métodos mais utilizados devido à sua simplicidade gráfica, ao facto de não ser afetado por dados autocorrelacionados (localizações sucessivas muito próximas no tempo) e também pelo seu amplo uso em ecologia. Assim, o MCP 95% foi usado para delimitar a área vital dos javalis, onde 5% das posições mais exteriores são excluídas da análise, e o MCP 50% para determinar a área nuclear (área *core*). Para estimativa da área vital, usamos o pacote estatístico *adehabitatHR* (Calenge, 2006) disponível através do software R studio (R Core Team, 2022). As posições de GPS dos indivíduos, ao longo do dia e pelos diferentes usos de solo, foram visualizadas através de ferramentas gráficas (*heatmaps*)

que permitem associar de uma forma rápida e intuitiva a hora do dia ao uso/ocupação do solo no qual o indivíduo foi registado. As linhas horizontais referem-se aos diferentes usos de solo, onde é quantificada por meio de uma escala de cor, a intensidade de uso dos diferentes usos de solo, ao longo das 24h do dia. A exibição da densidade de localizações de GPS dos animais, num período de 24h e nos diferentes usos de solo, através de uma escala de cores, facilita a visualização e interpretação de quais os usos de solo mais usados e quais as horas mais frequentes do seu uso. Para este efeito foi usado o pacote *ggplot* (Wickman, 2016).



Figura 13- Armadilhas colocadas no campo em Penela, uma área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental.

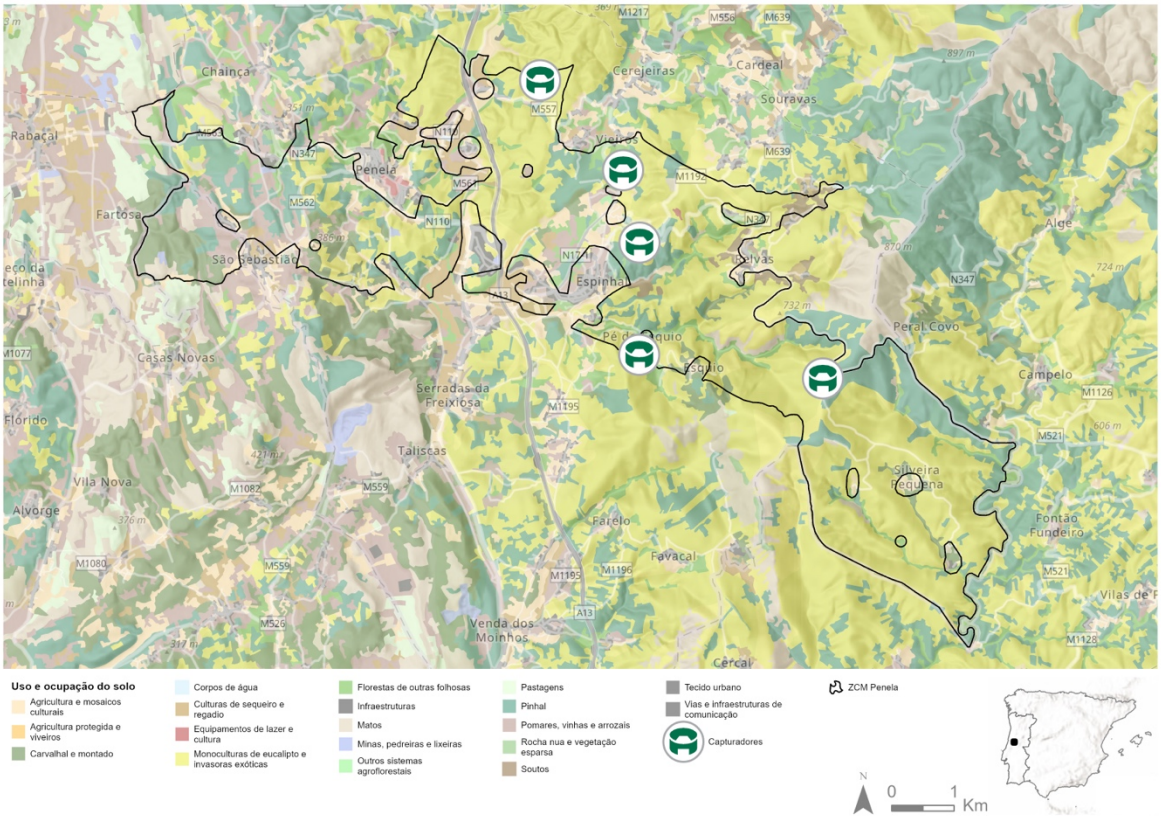


Figura 14 - Localização das armadilhas para capturar os javalis em Penela, uma área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental.

As cinco armadilhas colocadas na serra da Lousã no início de junho de 2021 traduziram-se na captura de um total de seis animais (4 fêmeas e 2 machos) (tabela 7). Durante este período, e uma vez que não havia registo de visitas por parte dos animais, duas das cinco armadilhas foram colocadas em dois novos locais para potenciar o sucesso da operação. Dos seis colares colocados, encontram-se ativos dois (tabela 7). Dois dos colares foram encontrados abandonados não se conhecendo o motivo, um dos animais foi encontrado morto e o outro foi abatido numa ação de controlo de densidade (tabela 7).

Tabela 7- Informações acerca dos javalis capturados até ao momento na serra da Lousã, uma área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental.

Localização da armadilha	ID colar	Sexo	Observações
Serra da Lousã	L109_1	fêmea	Capturada a 6 julho de 2021 colar recuperado a 9 julho 2022, sem sinais de mortalidade do animal
Serra da Lousã	L109_2	macho	Capturado a 9 agosto de 2021 animal abatido a 9 agosto 2021 – controlo densidades
Serra da Lousã	L117	macho	Capturado a 11 de setembro de 2021 sinal de mortalidade do animal a 10 setembro 2022
Serra da Lousã	L121	fêmea	Capturada a 24 junho de 2021 colar recuperado a 21 maio de 2022, sem sinais de mortalidade do animal
Serra da Lousã	L077	fêmea	Capturada a 23 junho de 2021 encontrava-se ativa a 3 novembro 2022
Serra da Lousã	L123	fêmea	Capturada a 19 agosto de 2021 encontrava-se ativa a 3 novembro 2022

Como é possível constatar na figura 15, os animais capturados e seguidos em Penela, possuem padrões de utilização do espaço bem individualizados, havendo pouca sobreposição entre o uso do espaço. A maioria dos animais localiza-se num raio de 3-6 km desde o ponto de captura, não tendo efetuado dispersões assinaláveis.

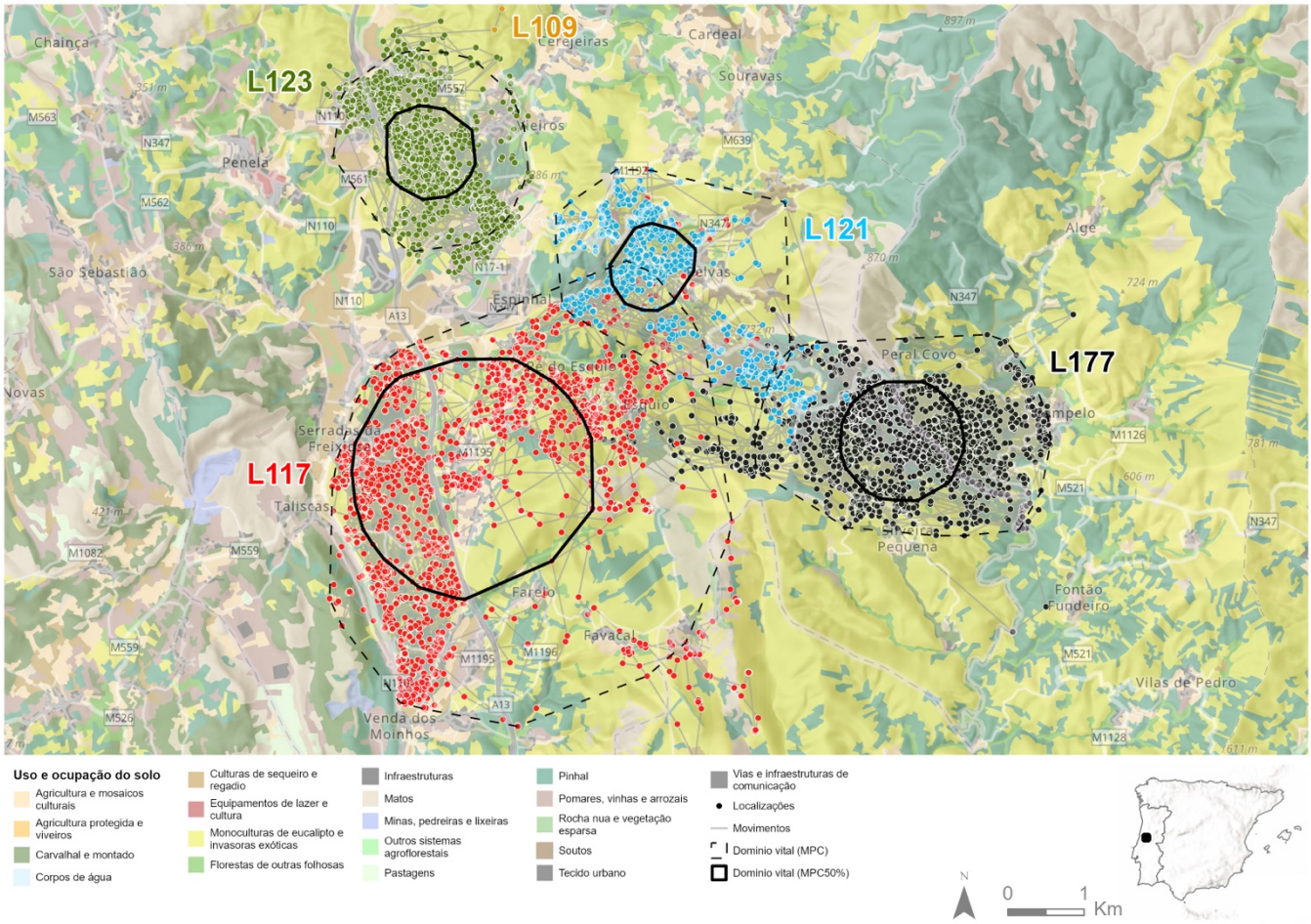
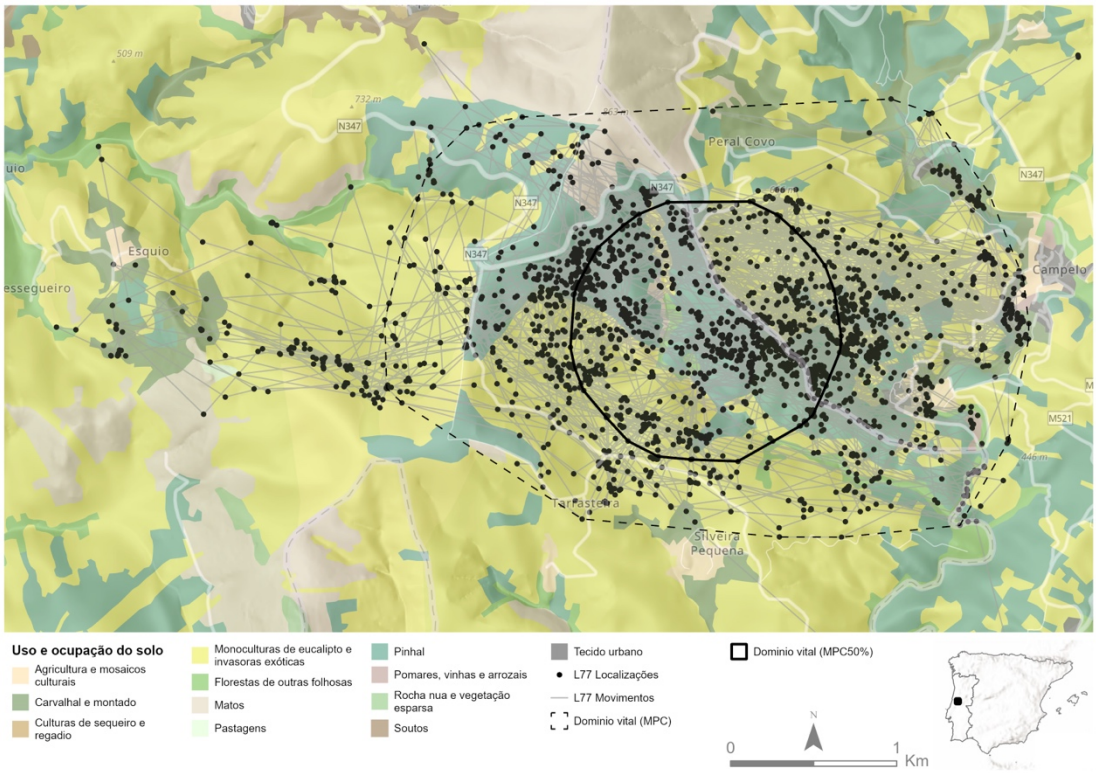
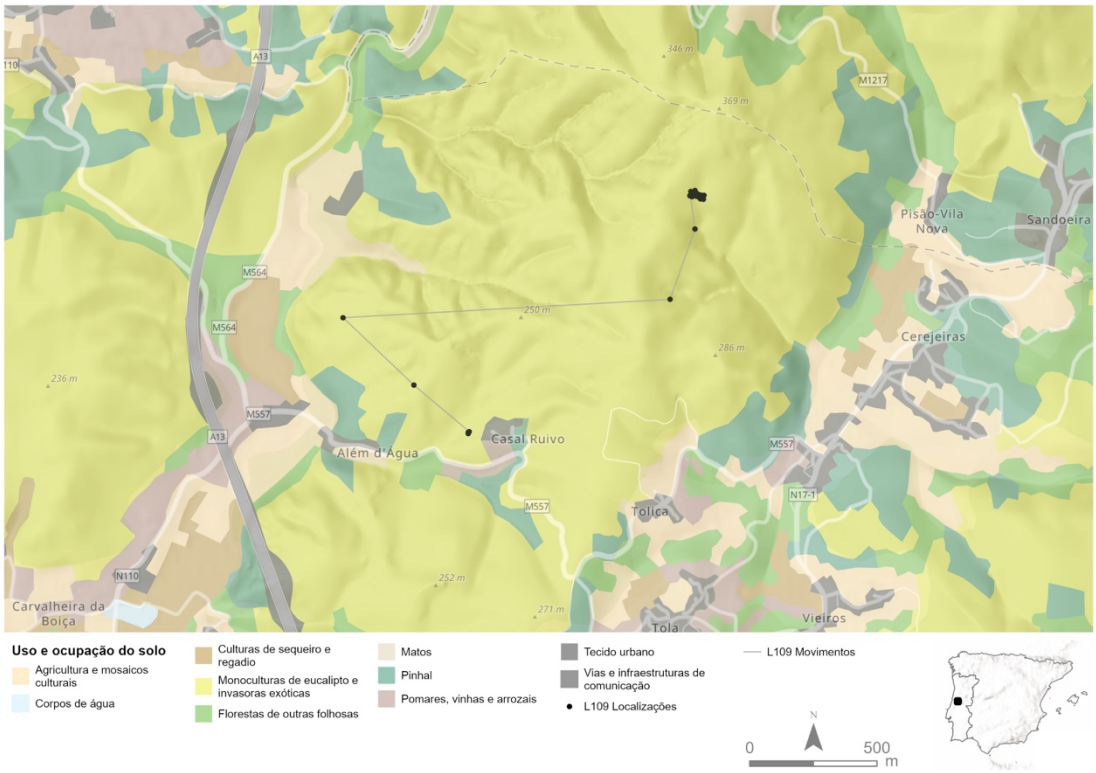
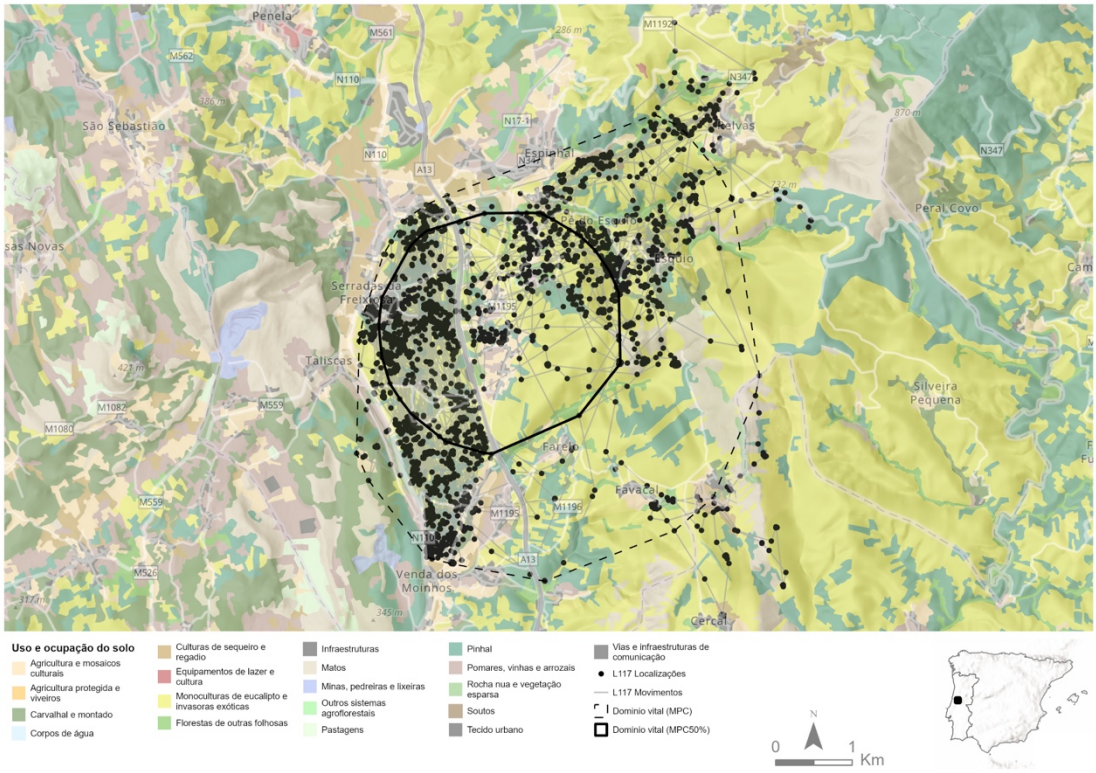


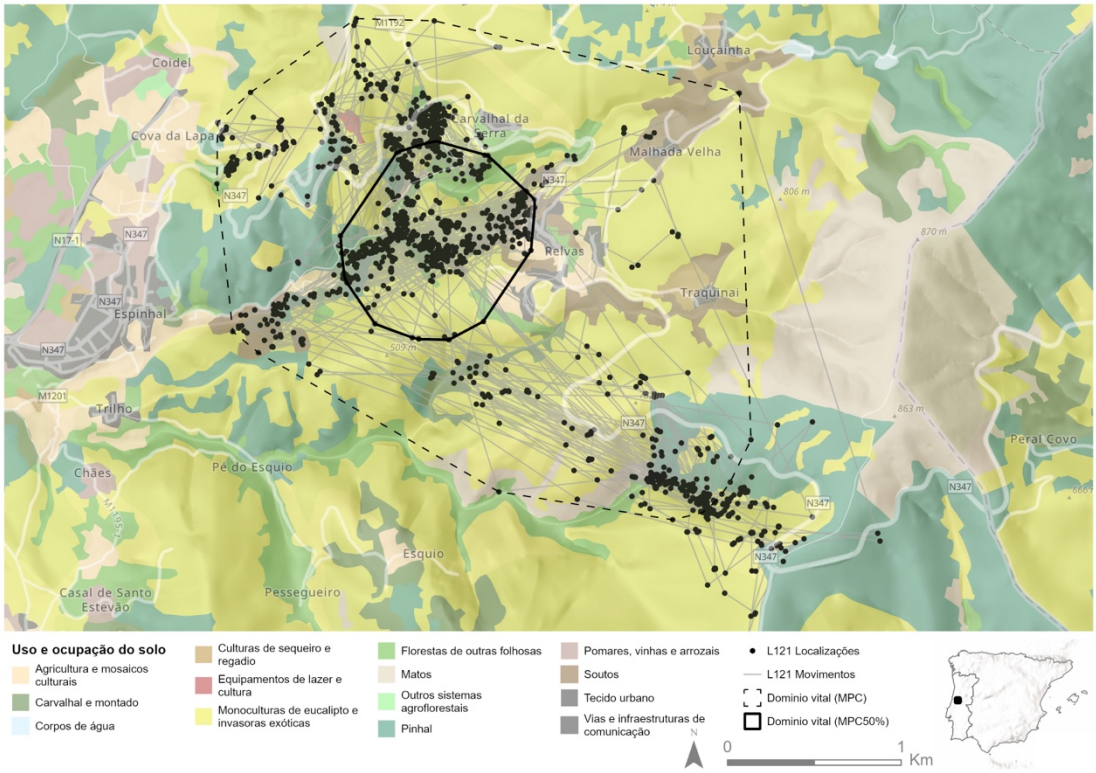
Figura 15- Localizações dos animais capturados e libertados com colar GPS numa área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental.

De seguida, são apresentadas as posições de cada animal, assim como a localização da área vital (95%) e a área nuclear (50%) que caracteriza a sua distribuição.


509 m
732 m
N347
Peral Covo
Esquio
Campelo
M521
Tarrastela
Silveira Pequena
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Carvalhal e montado
Culturas de sequeiro e regadio
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Matos
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Soutos
Tecido urbano
L77 Localizações
L77 Movimentos
Dominio vital (MPC)
Dominio vital (MPC50%)
N
0
1
Km


A13
346 m
M1217
369 m
Pisão-Vila Nova
Sandoeira
M564
250 m
Cerejeiras
286 m
236 m
M557
Casal Ruivo
Além d'Água
Tolica
N17-1
N110
252 m
271 m
Carvalheira da Boiça
Tola
Vieiros
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Matos
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
L109 Localizações
L109 Movimentos
N
0
500
m


Penela
São Sebastião
Espinhal
Relvas
Peral Covo
Serradas
Freixo
Talascas
Farelo
Favacal
Silveira Pequena
Venda dos Moinhos
Cercal
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Agricultura protegida e viveiros
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Infraestruturas
Matos
Minas, pedreiras e lixeiras
Outros sistemas agroflorestais
Pastagens
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Rocha nua e vegetação esparsa
Soutos
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
L117 Localizações
L117 Movimentos
Dominio vital (MPC)
Dominio vital (MPC50%)
0
1
Km


Coidel
Loucainha
Cova da Lapa
Carvalhal da Serra
Malhada Velha
Relvas
Traquinai
Espinhal
Trilho
Chães
Pé do Esquio
Esquio
Casal de Santo Estevão
Pessegueiro
Peral Covo
Uso e ocupação do solo
Agricultura e mosaicos culturais
Carvalhal e montado
Corpos de água
Culturas de sequeiro e regadio
Equipamentos de lazer e cultura
Monoculturas de eucalipto e invasoras exóticas
Florestas de outras folhosas
Matos
Outros sistemas agroflorestais
Pinhal
Pomares, vinhas e arrozais
Soutos
Tecido urbano
Vias e infraestruturas de comunicação
L121 Localizações
L121 Movimentos
Dominio vital (MPC)
Dominio vital (MPC50%)
0
1
Km

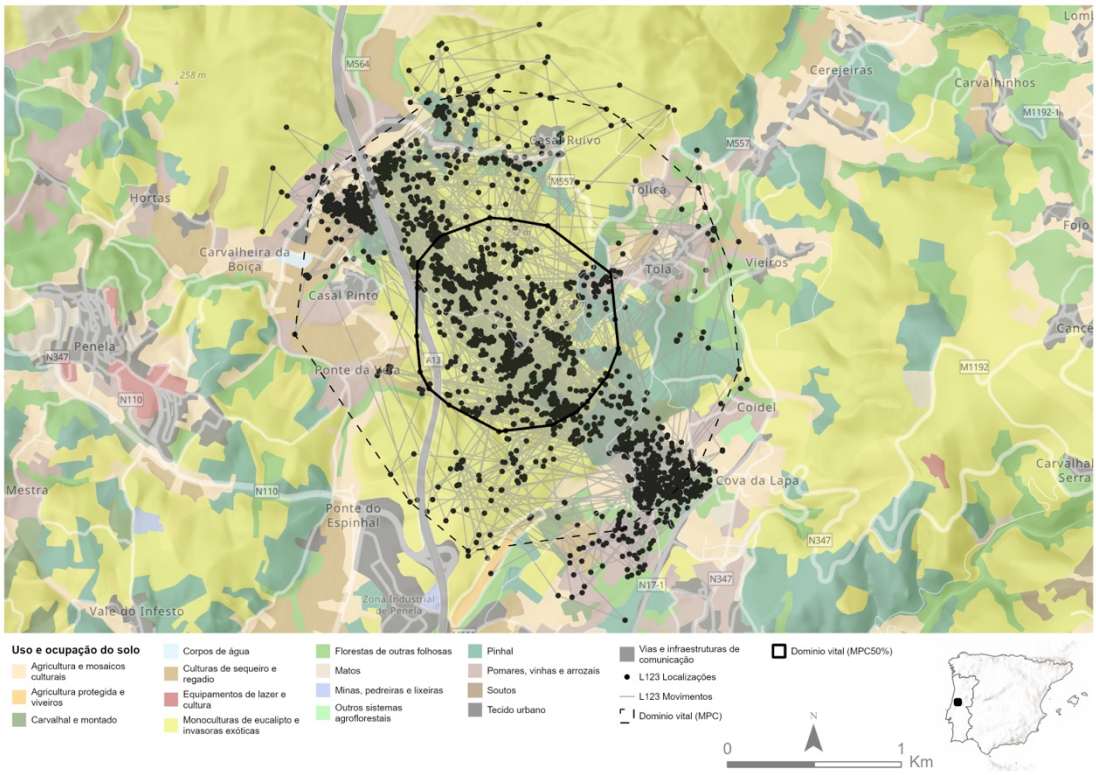


Figura 16 - Localizações dos animais com colar GPS numa área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental, e respetiva área vital e da área nuclear.

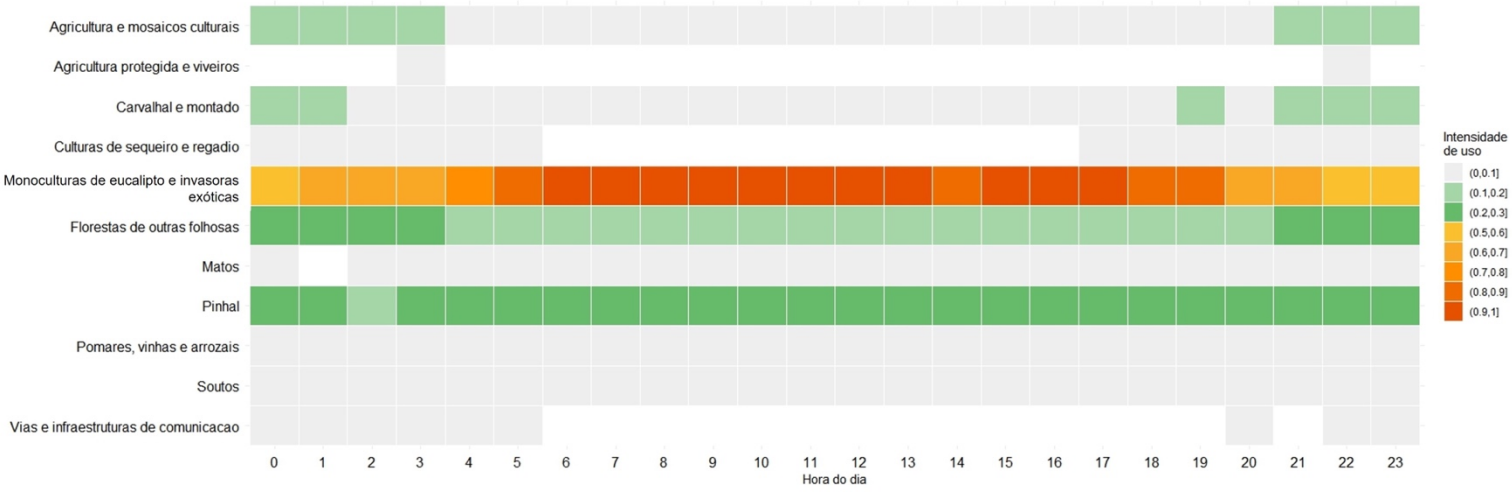


Figura 17 – Representação gráfica evidenciando a intensidade de uso de cada uso/ocupação do solo, por hora do dia, numa área representativa dos espaços agroflorestais de minifúndio da região centro de Portugal continental.

Os resultados demonstram que as várias classes de uso/ocupação do solo são usadas com diferentes níveis de intensidade e que esta utilização varia ao longo do dia (figura 17). Assim, as áreas florestadas, tanto

de pinheiro como de eucalipto e de exóticas invasoras, são usadas ao longo das 24h do dia, sendo que os eucaliptais são usados de forma muito intensa, particularmente entre as 6h da manhã e as 19h. Estes resultados vão de encontro ao esperado, uma vez que a presença humana relativamente intensa que caracteriza a região, reflete-se no comportamento do javali, que tende a preferir áreas florestadas, que lhe fornecem tanto alimento como refúgio e abrigo. Trabalhos anteriores mostram que alguns ungulados selvagens (veado *Cervus elaphus* e corço *Capreolus capreolus*) alteram a sua atividade diária para reduzir o contacto com o Homem (Ares-Pereira et al., 2022). Além disso, as plantações de eucalipto não são homogéneas e, Ares-Pereira e colaboradores (2022) mostraram que as diferentes fases de produção das plantações de eucalipto afetam os padrões de atividade de ungulados de forma diferente, sendo que áreas de eucalipto com subcoberto desenvolvido são bastante usadas por estas espécies. No entanto, importa referir que os eucaliptais são também o uso e ocupação predominante nesta área de estudo, o que explica também o grande uso destas áreas. É interessante verificar que as áreas agrícolas e agroflorestais (e.g., agricultura e mosaicos culturais, agricultura protegida e viveiros, culturas de sequeiro e regadio) são usadas principalmente no período noturno, sensivelmente entre as 21h e as 4h da manhã, quando a perturbação humana registada é expectavelmente mais reduzida ou nula. De facto, vários estudos demonstram que o javali evita habitats abertos e prefere áreas florestais que fornecem alimento e abrigo (Keuling et al., 2008; Laguna et al., 2021), o que está em linha com os nossos resultados e que consubstanciam algumas medidas de dissuasão e mitigação dos prejuízos. Assim, as medidas implementadas devem ter em conta que o javali explora preferencialmente os espaços agrícolas e agroflorestais entre as 21h e as 4h da manhã e que qualquer dispositivo de dissuasão ou medida de controlo deverá ser realizada durante este período.

ESPAÇOS AGROFLORESTAIS DE LATIFÚNDIO - ZONA DE MONTEMOR-O-NOVO

Foram colocadas cinco armadilhas zona de Montemor-o-Novo, no início de julho de 2021 (figura 18 e 19).



Figura 18 - Armadilhas colocadas no campo na Herdade do Pedrogão, zona de Montemor-o-Novo, uma área representativa dos milheirais de latifúndio da região centro sul de Portugal continental.

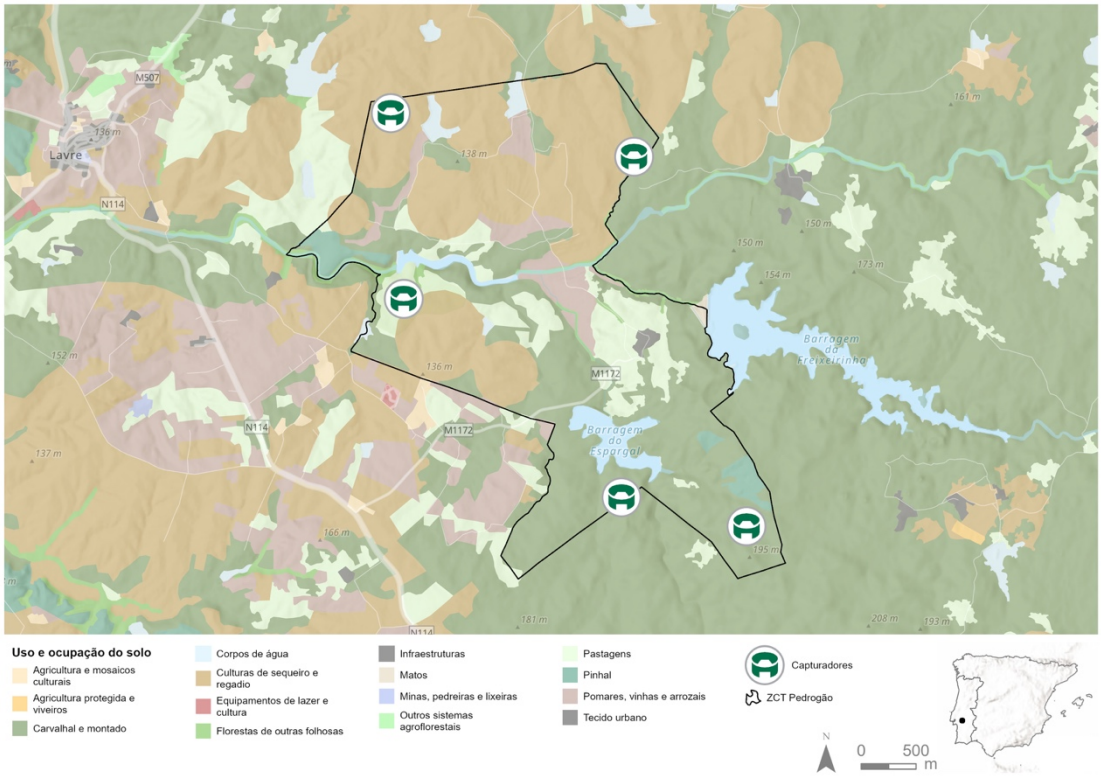


Figura 19 - Localização das armadilhas para capturar os javalis na Herdade do Pedrógão, zona de Montemor-o-Novo, uma área representativa dos espaços agrícolas de latifúndio, da região centro-sul de Portugal Continental.

As cinco armadilhas colocadas na zona de Montemor-o-Novo traduziram-se na captura de um total de três animais (3 fêmeas) (tabela 8). Dos três colares colocados nos javalis, encontra-se ativo apenas 1 (tabela 8). Um dos colares encontrado não assinalava qualquer sinal de mortalidade do animal que o transportava, enquanto o outro tinha sido colocado numa fêmea, entretanto abatida. Considerando que inicialmente foram apenas capturadas crias de javali, demostrando os adultos um comportamento mais esquivo, foi intensificado o esforço de captura. O sucesso da armadilhagem na zona de Montemor-o-Novo foi considerado satisfatório, apesar de não ter sido possível capturar nenhum macho.

Tabela 8- Informações acerca dos javalis capturados numa área com registo de incursões frequentes do javali em explorações agrícolas de latifúndio.

Localização da armadilha	ID colar	Sexo	Observações
zona de Montemor-o-Novo	M078	fêmea	Capturada a 06 abril de 2022 animal abatido a 09 abril 2022
zona de Montemor-o-Novo	M116	fêmea	Capturada a 02 maio de 2022 colar recuperado a 8 agosto 2022, sem sinais de mortalidade do animal
zona de Montemor-o-Novo	M125	fêmea	Capturada a 02 maio de 2022 encontrava-se ativa a 3 novembro 2022

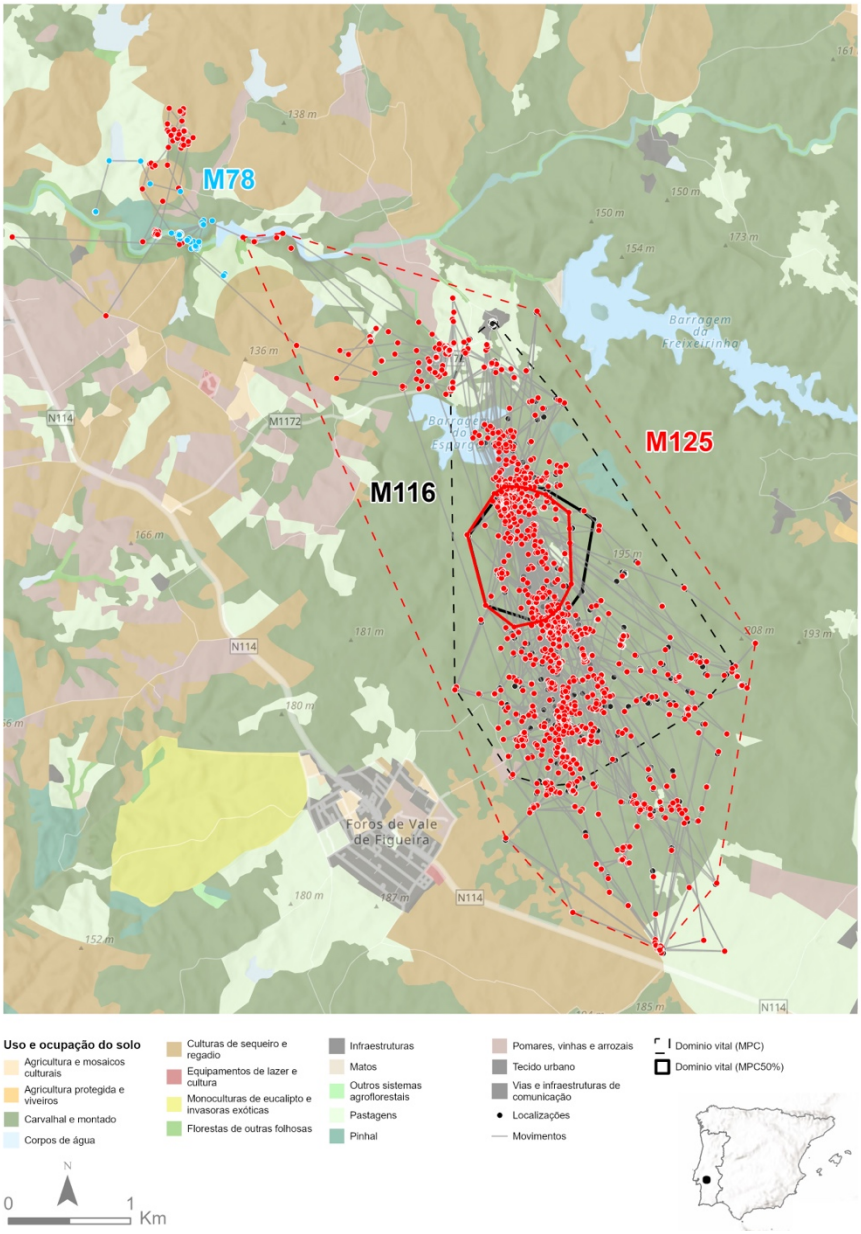


Figura 20 - Localizações dos animais capturados e libertados com colar GPS na zona de Montemor-o-Novo, numa área representativa dos espaços agrícolas de latifúndio, nomeadamente de culturas de milho, da região sul de Portugal Continental.

Como é possível constatar na figura 20, as fêmeas M116 e M125 pertencem ao mesmo grupo. A outra fêmea capturada, M078, demonstra já um padrão de utilização do espaço individualizado, havendo pouca sobreposição entre o uso do espaço com as outras duas fêmeas. Tal como todos os animais capturados, as fêmeas localizam-se a 3-6 km do local de captura, não tendo efetuado dispersões assinaláveis.

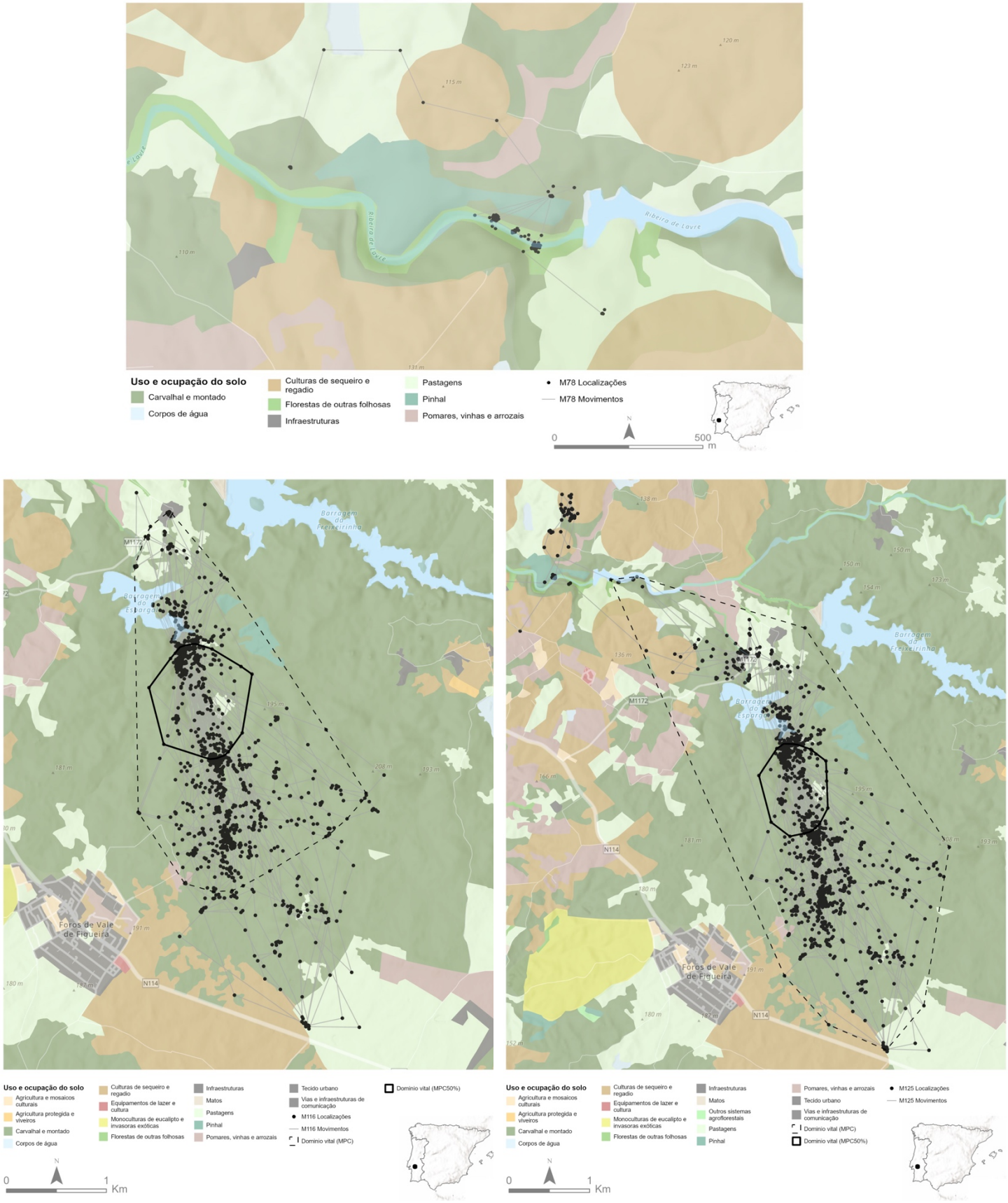


Figura 21 - Localizações dos animais com colar GPS na zona de Montemor-o-Novo, e respetiva área vital e da área nuclear.

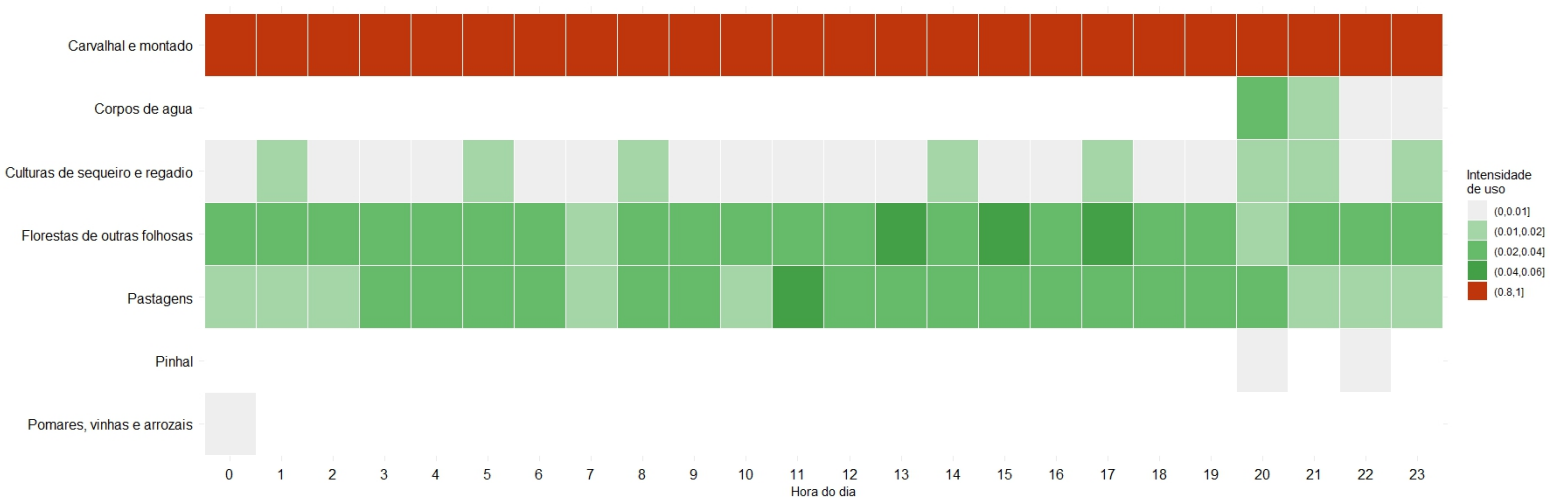


Figura 22- Representação gráfica evidenciando a intensidade de uso de cada uso/ocupação do solo, por hora do dia, na zona de Montemor-o-Novo.

Os nossos resultados demonstram que o carvalhal e montado são usados de forma muito intensa, ao longo de todo o dia (figura 22). É importante também referir que este é o uso de solo mais representativo da área de estudo. Contudo, este uso tão intenso está relacionado com a elevada disponibilidade de bolotas entre setembro e novembro, fonte de alimento bastante rica e usada pelo javali. De facto, vários trabalhos mostram uma associação positiva entre o sucesso reprodutivo do javali e a produção de bolota (Cutini et al., 2013; Nováková e Štípek ,2011). A bolota, caracterizada pelo seu elevado valor energético e nutritivo, tem sido descrita como o principal componente da dieta do javali, entre o período outonal e primaveril (Bongi et al., 2017). Outros estudos recentes também demonstraram que a bolota é a fonte de alimento mais explorada pelos javalis, mesmo quando outras fontes de alimento estão igualmente disponíveis, como por exemplo as de origem antrópica (Katona e Heltai, 2018).

Da mesma forma, são usadas as florestas de folhosas, ainda que de uma forma menos intensa, o que poderá fornecer refúgio e abrigo aos indivíduos monitorizados. As pastagens são também usadas de forma relativamente intensa ao longo do dia. Popczyk e colaboradores (2022) mostraram uma igual preferência por pastagens em junho, o que está associado aos meses de transição da primavera para o verão, como ocorreu na nossa área piloto, quando as culturas ainda estão imaturas. O uso destes locais é intenso nesta altura, em que o javali se alimenta preferencialmente de plantas não agrícolas, como gramíneas, leguminosas, tubérculos e invertebrados, mesmo em sistemas agroflorestais, como é o caso, quando as gramíneas e leguminosas têm a máxima qualidade e a melhor proporção de nutrientes (Popczyk et al., 2022). Estudos anteriores demonstraram que o javali evita áreas de cultivo, mesmo quando incluídos em sistemas agroflorestais (Thurfjell et al., 2009;

Jánoska et al., 2018), embora outros estudos tenham mostrado que os javalis usam diferentes áreas de cultivo dependendo de sua disponibilidade (Keuling et al., 2009). Ainda assim, verifica-se que as culturas de sequeiro e regadio, principalmente os extensos milheirais que existem nesta região, são usados preferencialmente durante a noite (entre as 20h e 8h). Assim, medidas de prevenção ou redução dos danos (especialmente no milho e demais cereais) deverão ser aplicadas neste período, uma vez que aplicá-las durante o dia apenas consumiria recursos, causaria uma rápida habituação e não contribuiria para a redução dos danos. Existem várias medidas de mitigação para reduzir os prejuízos do javali, como substâncias repulsivas visuais, químicas ou acústicas, contudo a sua eficácia é altamente discutida uma vez que os javalis rapidamente se habituam a estas medidas. A colocação de cercas elétricas, principalmente em campos agrícolas mais vulneráveis e no período do ano em que o milho e outros cereais são mais atrativos para o javali, é também uma alternativa que parece ter efeitos positivos em situações específicas (Geisser e Reyer, 2004). Porém, em muitos países europeus esta medida é financiada pelo Estado, o que permite uma fácil adesão por parte dos agricultores (Geisser e Reyer, 2004). Apesar das cercas elétricas reduzirem os danos em terrenos agrícolas, a colocação das mesmas poderá aumentar os danos em terrenos adjacentes (Geisser e Reyer, 2005). Uma outra prática usada no nosso país para diminuir os danos nas culturas agrícolas é a alimentação suplementar nas imediações dos campos agrícolas. Contudo esta medida parece ter o efeito oposto ao desejado, ao promover elevadas taxas de reprodução e de sobrevivência, contribuindo para o aumento das densidades das populações de javali e consequentemente dos prejuízos (Geisser e Reyer, 2004). Adicionalmente, ao promover a agregação de animais, a alimentação suplementar promove também a transmissão de doenças, pelo que esta medida só deverá ser usada em casos específicos e não deve ser generalizada, tal como o é atualmente.

Embora não exista nenhuma medida que seja completamente eficaz na redução dos estragos do javali em culturas agrícolas, quer pelo facto de causar habituação (dissuasores visuais, olfativos e sonos), quer pela possibilidade de ter o efeito oposto (alimentação suplementar), quer pelos custos envolvidos (cercas elétricas), qualquer medida que seja usada deve ser adotada após uma avaliação cuidada do contexto, e deve ser ajustada temporalmente tendo em consideração o período do ano e hora do dia em que os prejuízos são recorrentes. Um fator que tem sido apontado como essencial é a distância entre os campos agrícolas e o limite entre os mesmos e as áreas florestadas, tendo os danos diminuído drasticamente com o aumento da distância entre uma determinada cultura e o perímetro florestal (Thurfjell et al., 2009; Bobek et al., 2017), pois o javali usa principalmente habitats florestais como área de refúgio. Igualmente importante é a redução da atratividade das áreas de transição entre os campos agrícolas e áreas florestais, o que poderá passar por possíveis intervenções na matriz florestal envolvente dos campos. Ambos os fatores poderão ser relevantes aquando da definição da localização de novas áreas agrícolas, tal como no ajuste espacial de áreas agrícolas suscetíveis. Contudo, em Portugal, há um grande desconhecimento relativamente às culturas mais afetadas, ao investimento dos agricultores em medidas preventivas e do estado em medidas de mitigação. É urgente avaliar a dimensão dos

prejuízos, e os fatores que determinam os prejuízos, tal como o balanço financeiro de investimento e compensação. Assim, sugerimos a criação de uma base de dados de estragos e compensações que permita avaliar a eficácia de algumas medidas de mitigação, numa ótica de gestão adaptativa.

ÁREA PROTEGIDA - PARQUE NATURAL DA ARRÁBIDA

Relativamente ao Parque Natural da Arrábida, foram colocadas cinco armadilhas (figura 23) e foram capturadas duas fêmeas que se encontram a ser seguidas desde então, estando os colares de ambas ativos (tabela 9). Apesar de um aumento no esforço de captura, não se conseguiu alcançar o objetivo de seguirmos mais javalis no PNA.

Tabela 9 - Informações acerca dos javalis capturados até ao momento no Parque Natural da Arrábida, uma área com registo de incursões frequentes do javali em espaços humanizados.

Localização da armadilha	ID colar	Sexo	Observações
P.N. Arrábida	A122	fêmea	Capturada a 13 de novembro 2021 encontrava-se ativa a 3 novembro 2022
P.N. Arrábida	A124	fêmea	Capturada a 16 de novembro 2021 encontrava-se ativa a 3 novembro 2022

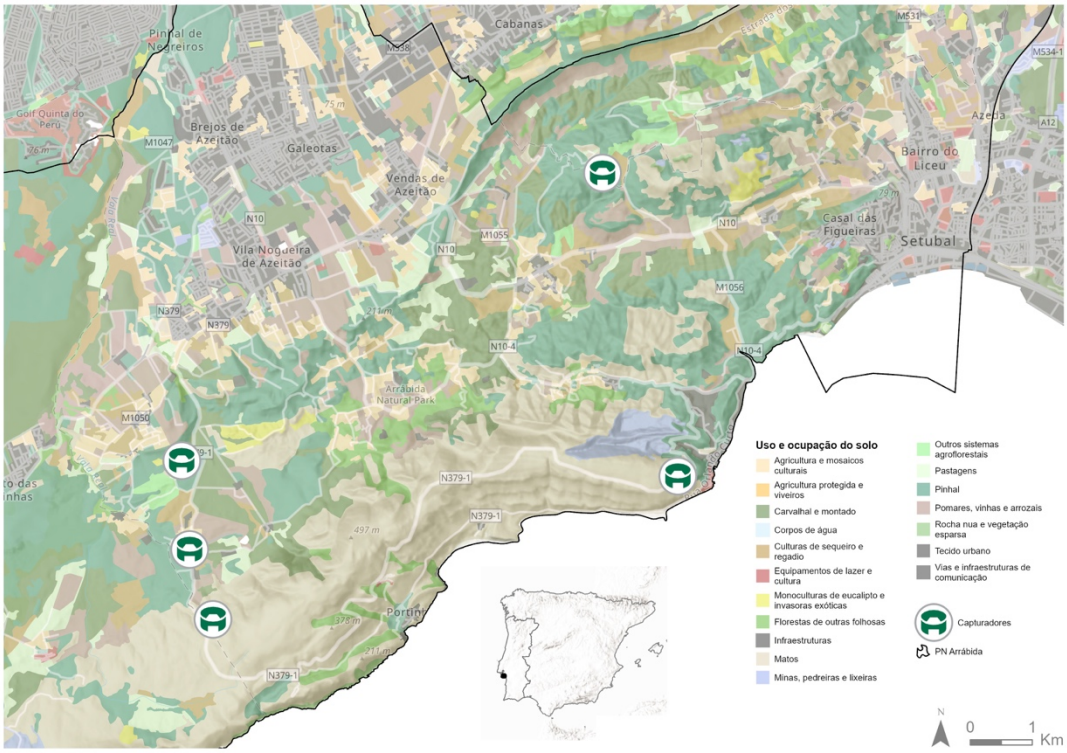


Figura 23- Localização das armadilhas para capturar os javalis no Parque Natural da Arrábida, uma área com registo de incursões frequentes do javali em espaços humanizados.

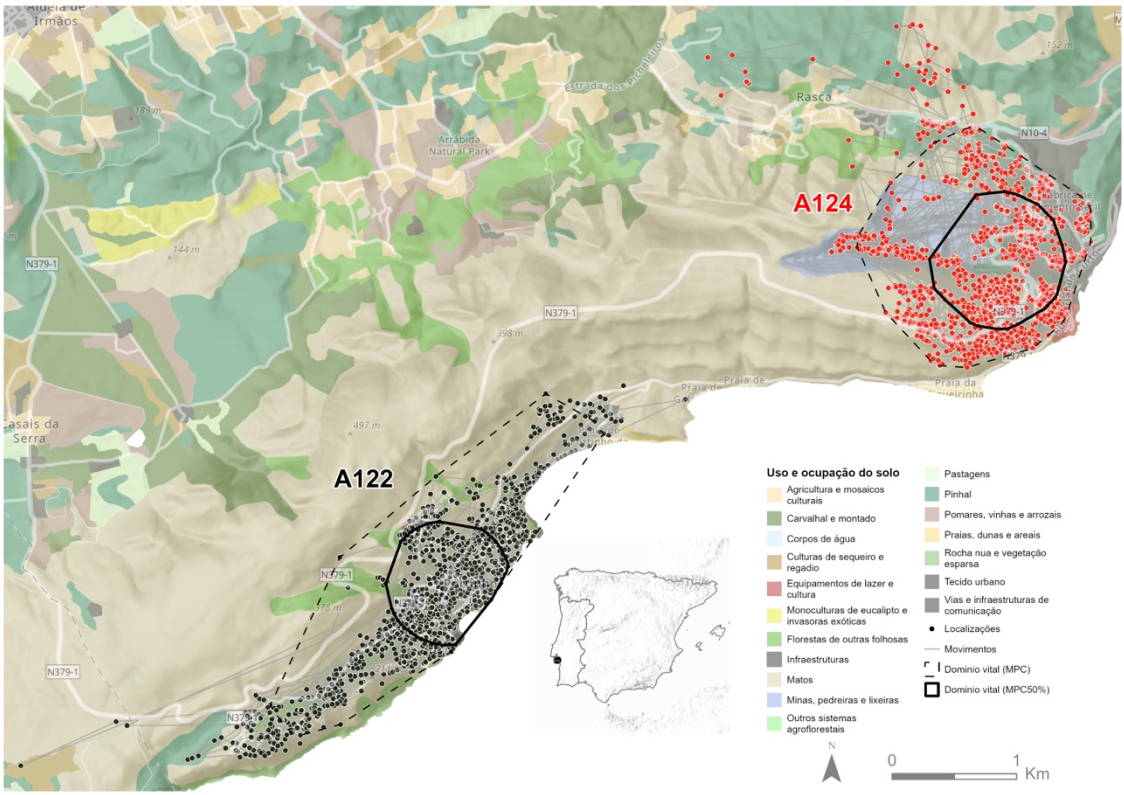


Figura 24- Localizações dos animais capturados e libertados no Parque Natural da Arrábida, uma área com registo de incursões frequentes do javali em espaços humanizados.

As duas fêmeas capturadas e monitorizadas, possuem padrões de utilização do espaço bem individualizados, havendo pouca sobreposição entre o uso do espaço. As fêmeas localizam-se num raio de 3-6 km, não tendo efetuado dispersões assinaláveis.

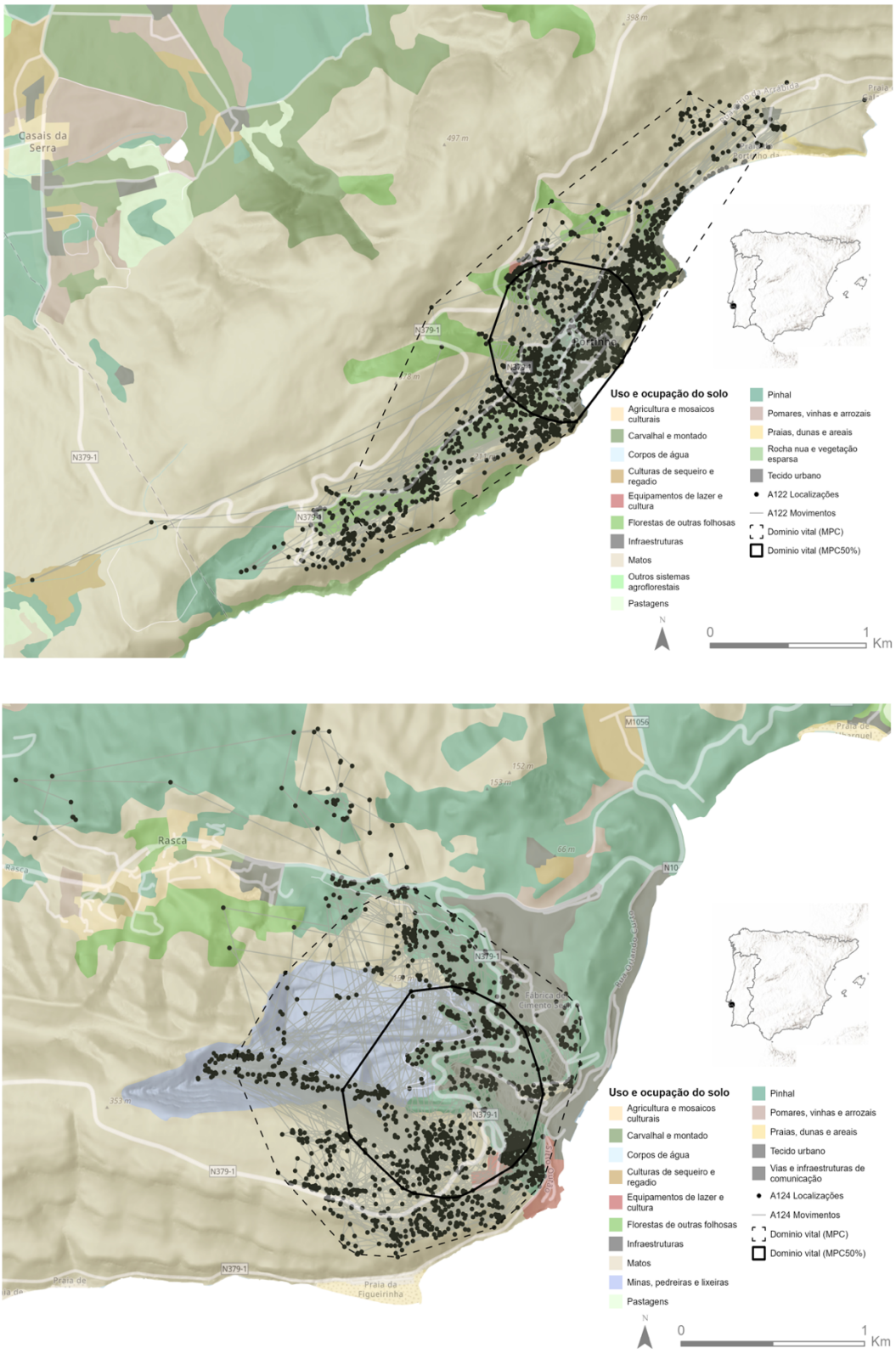


Figura 25- Localizações dos animais com colar GPS no P Parque Natural da Arrábida, e respetiva área vital e da área nuclear.

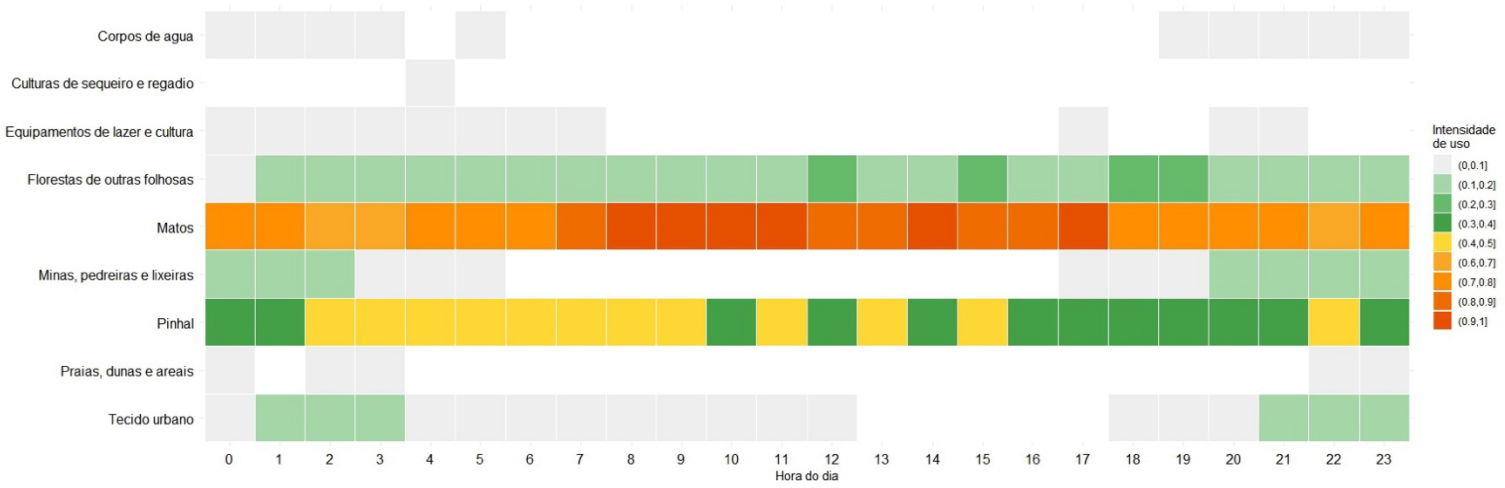


Figura 26- Representação gráfica evidenciando a intensidade de uso de cada uso/ocupação do solo, por hora do dia, no Parque Natural da Arrábida.

Os resultados demonstram que no Parque Natural da Arrábida os matos (matagais mediterrânicos ou maquis) são usados de forma muito intensa ao longo do dia, sendo também o habitat mais representativo desta área (figura 26). Importa mencionar que as áreas florestais de folhosas e pinheiro, também foram usadas de forma intensa ao longo do dia. Os nossos resultados estão de acordo com a literatura, onde é mencionado que os javalis usam regularmente florestas e áreas de mato (Keuling et al., 2009). O uso de áreas abertas e humanizadas, como praias, dunas, minas, pedreiras e lixeiras, ocorre essencialmente entre o período das 21h às 3h da manhã. Relativamente ao tecido urbano, este é usado apenas das 21h até às 3h da manhã, quando a perturbação humana é menor. Já foi descrito que o uso de áreas urbanas está relacionado com a dispersão de alguns indivíduos de áreas naturais e rurais que são atraídos por fontes de alimento humanas, que são variadas e abundantes em áreas urbanas e peri-urbanas. Espelhando o cenário atual de muitas cidades europeias, é expectável que estas fontes de alimento humanas, que representam oportunidades energéticas e acessíveis de alimentação, encorajem os javalis a uma atividade mais diurna e à consequente adaptação a estes meios (sinurbanização). Assim, é fundamental a adoção de uma série de medidas de dissuasão para tentar reverter este problema, principalmente tendo em conta que o javali é um reservatório de doenças zoonóticas, representando um potencial perigo de saúde pública, e é uma espécie amplamente envolvida em acidentes rodoviários. Uma vez que a caça não é viável em áreas urbanas/periurbanas, existem vários métodos de mitigação utilizados em várias cidades europeias, que foram testados ou encontram-se em fase de teste. A captura e relocalização, além dos custos envolvidos, não se mostrou eficaz uma vez que os animais geralmente retornam ao local onde foram inicialmente capturados (Cahill et al., 2012). Em Barcelona, cidade com uma elevada população de javalis urbanos, a captura e eutanásia dos animais tem sido usada como tentativa de controlo da população (Castillo-Contreras et al., 2018). Contudo, a opinião pública mostra-se apreensiva relativamente a este

método. São assim necessárias medidas alternativas específicas para prevenir e mitigar a habituação, a fim de aliviar a crescente incidência de conflitos nestas áreas. A sensibilização da população deve ser um pilar norteador, através de campanhas de consciencialização pública para reduzir a disponibilidade antrópica de alimentos urbanos para javalis, aumentando o conhecimento da população humana para as consequências negativas, tanto ecológicas como sanitárias, da presença de javalis nas áreas urbanas. Outras medidas passam pela reconfiguração do espaço verde peri-urbano de forma a torná-lo menos atrativo para os javalis. Os caixotes de lixo doméstico devem ser inacessíveis aos javalis, tal como a acessibilidade do javali a pontos de alimentação destinados a animais domésticos, nomeadamente colónias de gatos, deve ser limitado. A sensibilização pública também é necessária para obter a máxima aceitação e adoção de tais medidas de mitigação.

Concluindo, os nossos resultados demonstram que o uso do espaço do javali é bastante flexível e é afetado pelo uso do solo e perturbações humanas associadas (Laguna et al., 2021). Efetivamente, está dependente de muitos fatores, como disponibilidade de recursos (*e.g.*, comida, água e abrigo), perturbação (*e.g.*, caça, atividades agro-silvo-pastoris) e parâmetros demográficos (*e.g.*, densidade, tamanho do grupo, proporção de idade e sexo), que não foram avaliados no presente trabalho (Keuling et al., 2008; Laguna et al., 2021). Com este trabalho mostramos que o uso do espaço do javali varia ao longo do dia e também com os uso do solo característicos de cada área piloto. Tal como noutros ambientes mediterrânicos, nas nossas três áreas de estudo, os sistemas agrícolas e agroflorestais foram usados com reduzida intensidade pelo javali (Laguna et al., 2021). No entanto, importa referir que mesmo que por um curto período, o javali, ou uma vara de javalis, pode provocar impactos significativos nas culturas. Assim, certamente que a única forma desta espécie não afetar as culturas, é não ter acesso às mesmas. Contrariamente, os javalis monitorizados ocorreram preferencialmente em áreas florestais, onde encontram alimento e abrigo. No entanto, devido a uma notável plasticidade ecológica, o javali também é encontrado em áreas agrícolas e áreas periurbanas e urbanas em determinados períodos do dia, particularmente entre as 21h e 4h da manhã, o que corresponde aos períodos onde a perturbação humana é menor. Esta observação é de extrema relevância do ponto de vista do controlo e dissuasão da espécie, mitigação dos seus impactos e sensibilização da população local. Os mecanismos de controlo e dissuasão devem ser adaptados a cada contexto e selecionados de acordo com o local a ser implementado.

Tabela 10 – Áreas vitais (MCP 95%) e nucleares (MCP 50%) dos animais libertados (as métricas foram apenas calculadas para os animais cujos colares emitiram mais de 2 meses).

Local	ID	Sexo	Tempo a emitir	MCP 95% (ha)	MCP 50% (ha)
Serra da Lousã	77	fêmea	468	855,2	202,56
Serra da Lousã	117	macho	365	2434,2	773,67
Serra da Lousã	121	fêmea	332	694,4	93,33
Serra da Lousã	123	fêmea	411	513,4	114,27
Zona de Montemor-o-Novo	116	fêmea	99	530,1	86,29
Zona de Montemor-o-Novo	125	fêmea	155	1.208,9	74,92
P.N. Arrábida	122	fêmea	325	291,40	74,92
P.N. Arrábida	124	fêmea	322	253,53	87,88

Neste trabalho mostramos que o uso de habitat varia significativamente ao longo do dia e com os diferentes usos do solo, em ecossistemas mediterrânicos. Além da própria fenologia da espécie, os principais motivos que explicam esta variação são a forte sazonalidade deste tipo de ecossistemas e também a periodicidade da atividade cinegética. A sazonalidade determina o crescimento vegetal e a produtividade primária e, portanto, os animais que vivem em ambientes sazonais estão mais adaptados às mudanças na qualidade e quantidade de recursos (Bugalho e Milne, 2003). Além disso, algumas práticas de gestão, como a alimentação suplementar e a atividade cinegética, podem também alterar a disponibilidade natural de recursos, influenciando o seu padrão de uso de solo.

D. Acidentes rodoviários

Para a compreensão dos acidentes rodoviários envolvendo o javali em Portugal, é necessário avaliar os padrões temporais e espaciais deste tipo de ocorrências. Este conhecimento é essencial para determinar as áreas que representam um maior risco de colisão e entender que variáveis o potenciam. Neste sentido, foram contactados, por *e-mail*, vários comandos operacionais da Guarda Nacional Republicana (GNR) em Portugal, com objetivo de solicitar a partilha de informação relativa aos acidentes rodoviários envolvendo o javali, nos últimos 20 anos. Depois de várias diligências, foi-nos enviada uma base de dados contendo dados referentes ao ano de 2019 e 2020. Foram feitos vários esforços na tentativa de aumentar a abrangência temporal. Contudo, a sistematização dos acidentes rodoviários envolvendo ungulados silvestres com a recolha de coordenadas GPS é bastante recente (posterior a 2019). Com base na informação providenciada, foi efetuada uma **análise temporal** (mês, dia, hora e época de caça e não caça) (que já tinha sido incluída no 1º relatório de progresso entregue em fevereiro de 2021), e realizada uma **análise espacial** dos padrões dos acidentes, tal como as características da paisagem relacionadas com os mesmos.

Análise temporal

Na base de dados disponibilizada pela GNR, foi contabilizado um total de 1.306 acidentes (2019 e 2020), envolvendo as três espécies de ungulados silvestres com maior expressão em Portugal. O javali esteve envolvido na maior parte dos acidentes (83,7%), seguido do veado (9%) e do corço (7,3%) (figura 27). Os nossos dados, ainda que só focados em dois anos, confirmam os resultados descritos na literatura, mostrando que o javali é a espécie de ungulado envolvida em mais acidentes rodoviários na Peninsula Ibérica (Lagos et al., 2012; Rodríguez-Morales et al., 2013). Este facto também é potencialmente revelador da sua expressiva densidade no nosso país, comparativamente com as outras espécies de ungulados, sendo o javali mais abundante e amplamente distribuído em Portugal Continental, ocupando quase todo o território nacional.

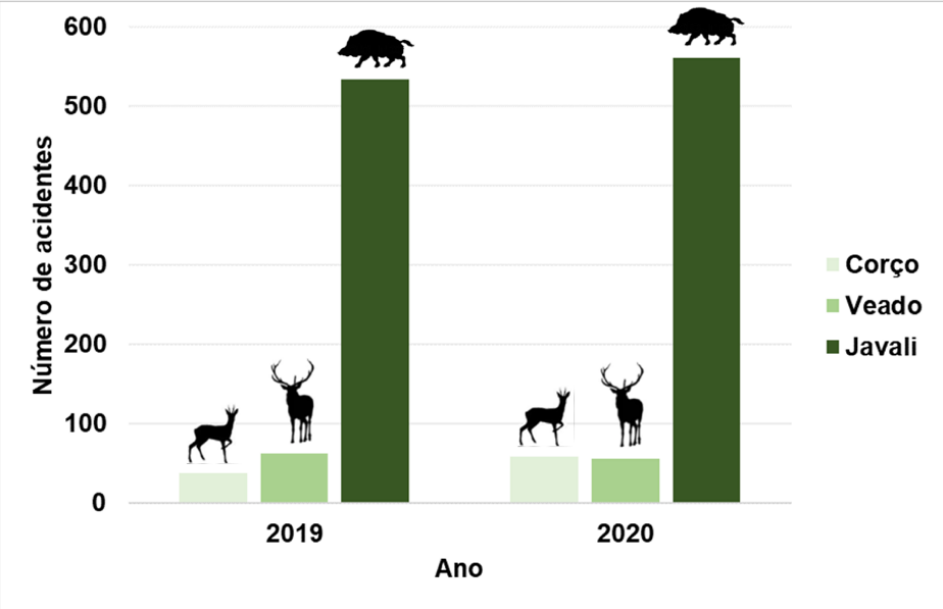


Figura 27- Número de acidentes envolvendo as três espécies de ungulados.

A distribuição mensal dos acidentes de javali não é uniforme, registando-se um pico de incidências nos meses de outubro, novembro e dezembro (figura 28).

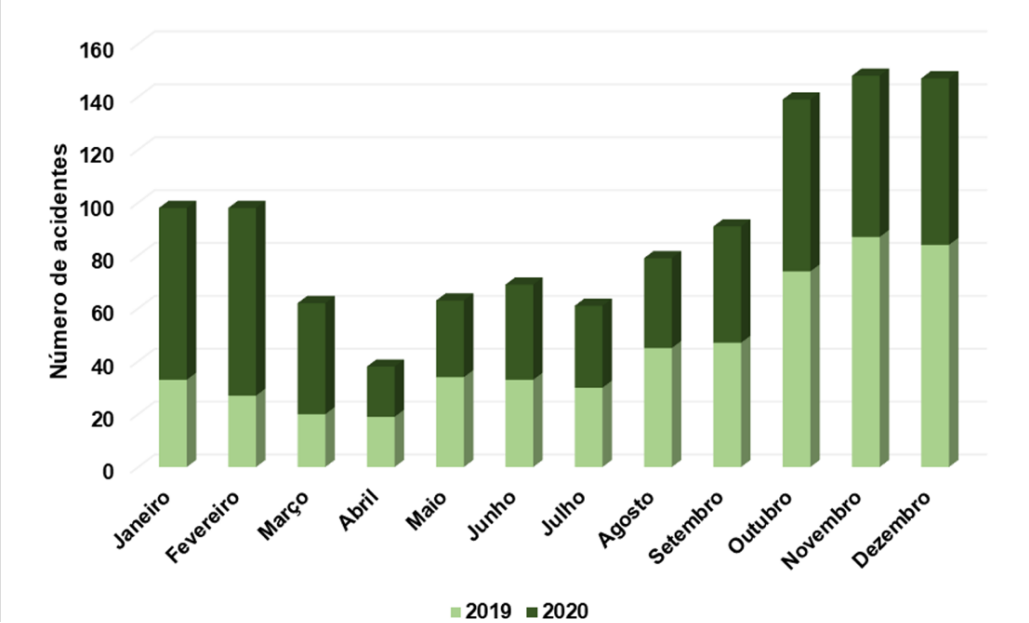


Figura 28 - Distribuição do número de acidentes mensais, em 2019 e 2020, envolvendo o javali, em Portugal.

No entanto, os meses de primavera e verão mostram uma menor taxa de acidentes que pode estar associada ao menor período noturno que caracteriza esses meses, o que por sua vez está relacionado com uma menor probabilidade de colisão, de acordo com os hábitos noturnos do javali (figura 28). A maior incidência de colisões reportada para o período do outono e inverno é consistente com outros estudos em países europeus (Bélgica, Morelle et al., 2013; Itália, Putzu et al., 2014; e Estónia, Kruuse et al., 2016, entre outros). O pico de acidentes no outono poderá estar relacionado com perturbações durante o período de caça ao javali através do processo de caça montarias, que é mais intenso entre outubro e fevereiro, e que pode levar a um aumento dos movimentos dos indivíduos (Rodríguez-Morales et al., 2013), mas também com aspetos ecológicos detalhados de seguida.

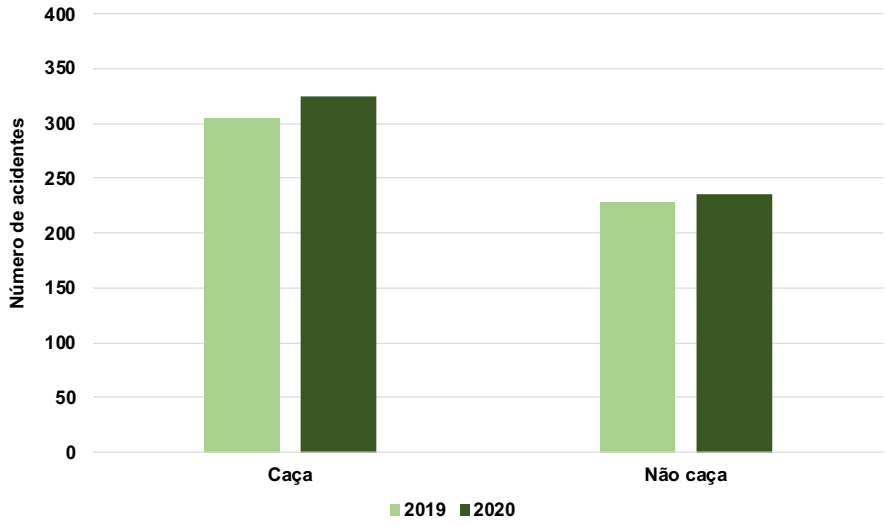


Figura 29- Distribuição do número de acidentes agrupando os meses de caça e de "não caça", em 2019 e 2020, envolvendo o javali, em Portugal.

Os nossos dados sugerem existir uma diferença no número de acidentes quando agrupamos os meses de caça ao javali através do processo de montaria (outubro, novembro, dezembro, janeiro e fevereiro) e os meses de "não caça", nos quais a intensidade de caça ao javali é menor (os restantes) (Wilcoxon rank sum test with continuity correction, $W = 121.5$, *p-value* $= < 0,05$) (figura 29). Da mesma forma, o período de reprodução, geralmente entre novembro-janeiro, com pico em novembro e dezembro no noroeste da Península Ibérica (Santos et al. 2006; Fonseca et al. 2011), pode também explicar a elevada incidência de acidentes neste período. Nesses meses, os machos adultos aumentam os movimentos dentro da sua área vital na procura de fêmeas para acasalar. Adicionalmente, quando os machos adultos são incluídos nos grupos matriarcais durante o cio, os machos mais jovens são forçados a abandonar o grupo (Santos et al., 2006). Os machos jovens são assim obrigados a vaguear pelo território em busca de um local não ocupado para se estabelecerem. Deste modo, adultos no cio e machos jovens não reprodutivos seriam os indivíduos que vivenciariam a maioria dos acidentes de trânsito. No entanto,

a falta de dados sobre o género ou a idade individual nos relatórios que nos foram disponibilizados impossibilita a confirmação dessas hipóteses.

Da mesma forma, o número de acidentes variou consoante os dias da semana, e esta variação foi diferente no ano de 2019 e 2020 (figura 30). Enquanto em 2019 o pico de acidentes de javali ocorreu aos sábados e domingos, no ano de 2020 este pico foi notório às segundas-feiras e domingos. Os dados mostram que ocorrem mais acidentes ao fim-de-semana, com um pico notável aos domingos, que pode estar relacionado com o característico aumento de tráfego nas estradas tráfego nas estradas do interior e/ou durante o período noturno. Não conseguimos obter dados detalhados do tráfego das estradas, mas estudos relacionam os picos de colisão de veículos com ungulados ao fim-de-semana, precisamente devido ao aumento do tráfego e aos hábitos dos motoristas. Salienta-se também que este facto poderá estar relacionado com os atos venatórios se realizarem neste período, o que pode provocar maiores distâncias na movimentação do javali e, por conseguinte, maior probabilidade de colisão (Mailard e Founier, 1995). Contudo, outros autores referem que tal é apenas expectável quando os atos venatórios são constantes e de elevada intensidade (Keuling et al., 2008).

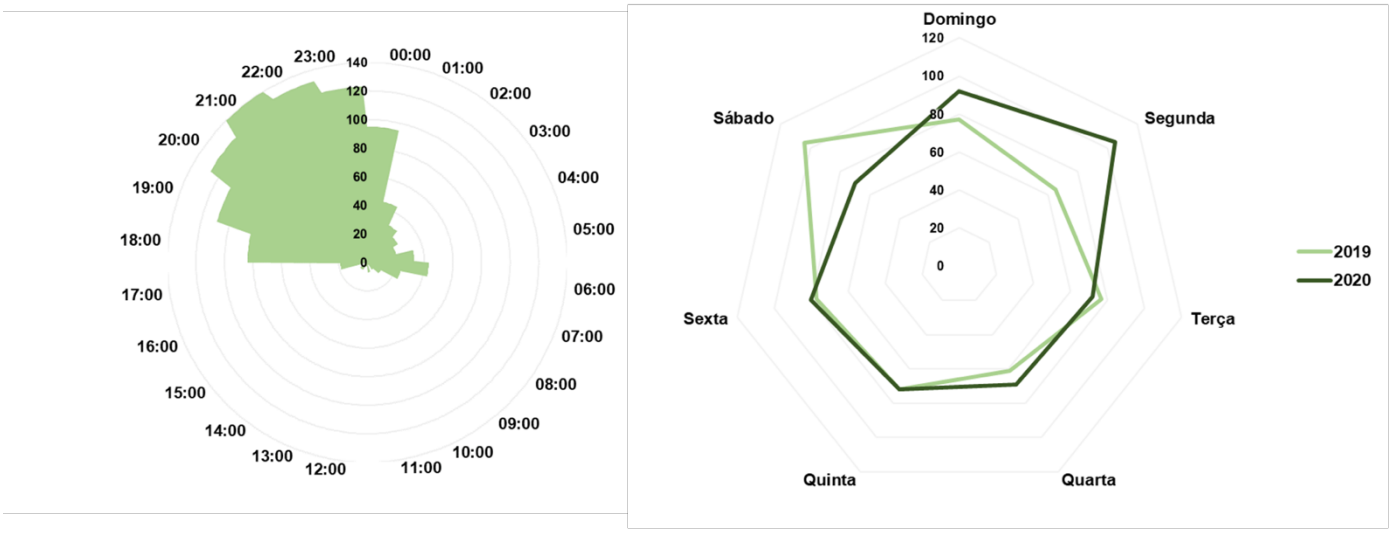


Figura 30- Distribuição do número de acidentes por hora e dia da semana, em 2019 e 2020, envolvendo o javali, em Portugal.

Como era expectável, a maior parte dos acidentes com javali ocorreram durante ao final de tarde e durante a noite (figura 30). Este padrão de acidentes coincide com os ritmos de atividade do javali, crepusculares e noturnos. Contudo, é importante também mencionar que é durante estes períodos que a visibilidade é menor, o que os torna mais sujeitos a acidentes. A influência do crepúsculo na hora dos acidentes é notável, pois as colisões noturnas são imediatamente após o mesmo. Além disso, os acidentes concentram-se densamente desde o pôr do sol até aproximadamente às onze da noite. O intervalo entre as 00:00h e as 05:00h é considerado o

período de atividade alimentar (Cahill et al., 2003), o que também é consistente com os nossos resultados, uma vez que os indivíduos podem procurar por alimento, mas também podem permanecer num local durante a alimentação, portanto, os acidentes ocorreriam em menor proporção. Adicionalmente, nesse período, a intensidade do tráfego rodoviário é consideravelmente inferior quando comparado com outros períodos do dia. O terceiro intervalo observado na figura corresponde ao período noturno, quando quase nenhum acidente é registado ao longo do ano. Na verdade, sabe-se que javalis que habitam áreas com maior pressão antrópica reduzem a sua atividade durante o dia, o que minimiza a probabilidade de acidentes. Este padrão de acidentes é semelhante ao registado noutros países europeus (Kruuse et al., 2016).

Durante 2019 e 2020, 52% dos acidentes envolvendo o javali, ocorreram em estradas nacionais, 12% em estradas municipais e 11% em auto-estradas (figura 31).

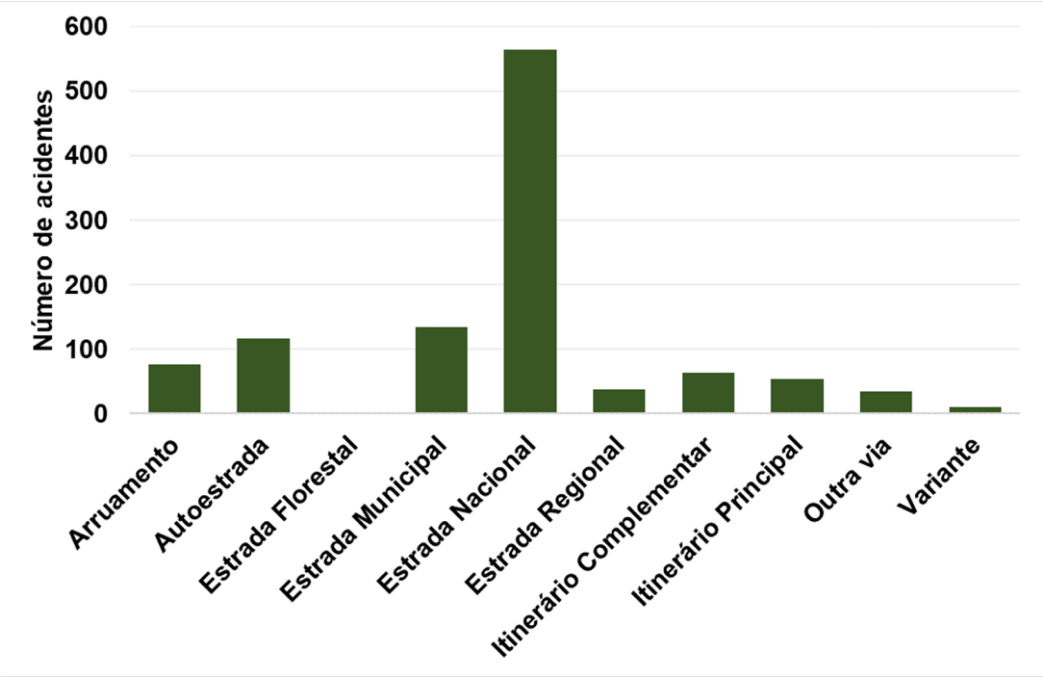


Figura 31- Número de acidentes por tipo de via de comunicação.

Análise espacial

Na base de dados fornecida, os acidentes encontravam-se georreferenciados, o que permitiu incorporar a localização específica do acidente numa base de dados, tornando disponível a visualização espacial dos

mesmos. Tal facto ajudará a determinar as áreas com maior risco de colisão em Portugal e, em última instância, facilitará as decisões da entidade gestora dessa infraestrutura sobre a localização de futuras ações de mitigação.

1. Mapeamento dos acidentes envolvidos com o javali

Mapeamos a localização de todos os acidentes de trânsito envolvendo o javali, em Portugal, durante 2019 e 2020, com o software ArcGIS 10.8.1 ®, e foram identificadas as áreas de maior número de acidentes através do método *Kernel*. Com esta metodologia, foram identificadas as áreas com um maior número de acidentes em função da distribuição desses acidentes. É um método probabilístico não paramétrico para a estimativa de curvas de densidades onde cada observação é ponderada pela distância em relação a um valor central - o núcleo. Este método utiliza um grupo de funções de probabilidade de densidade, *kernel*, que são representadas graficamente por pequenas "manchas" arredondadas, associadas a cada uma das localizações dos acidentes. Pode-se assim definir contornos de probabilidade de uso de uma determinada área com base na percentagem desejada desta distribuição de utilização. Os resultados podem ser observados nas figuras seguintes (figura 32 e 33).

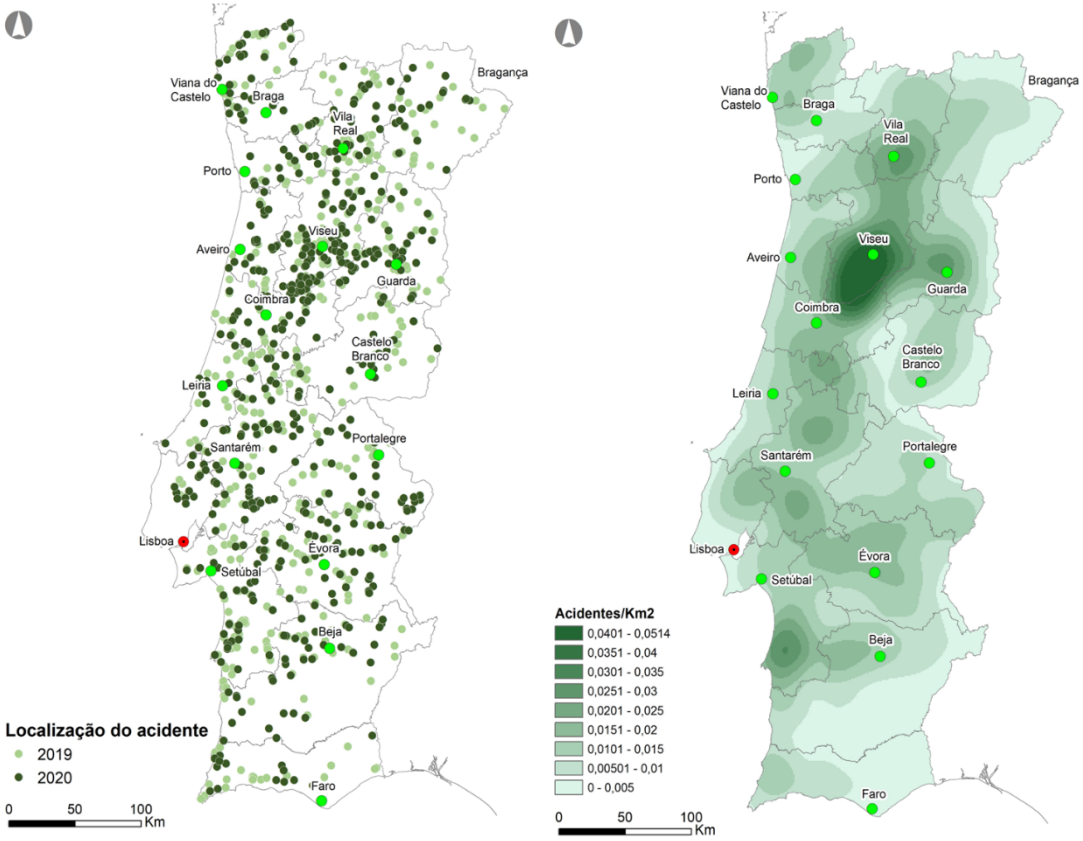


Figura 32 - Padrões espaciais, e densidade dos acidentes envolvendo o javali, no ano de 2019 e 2020.

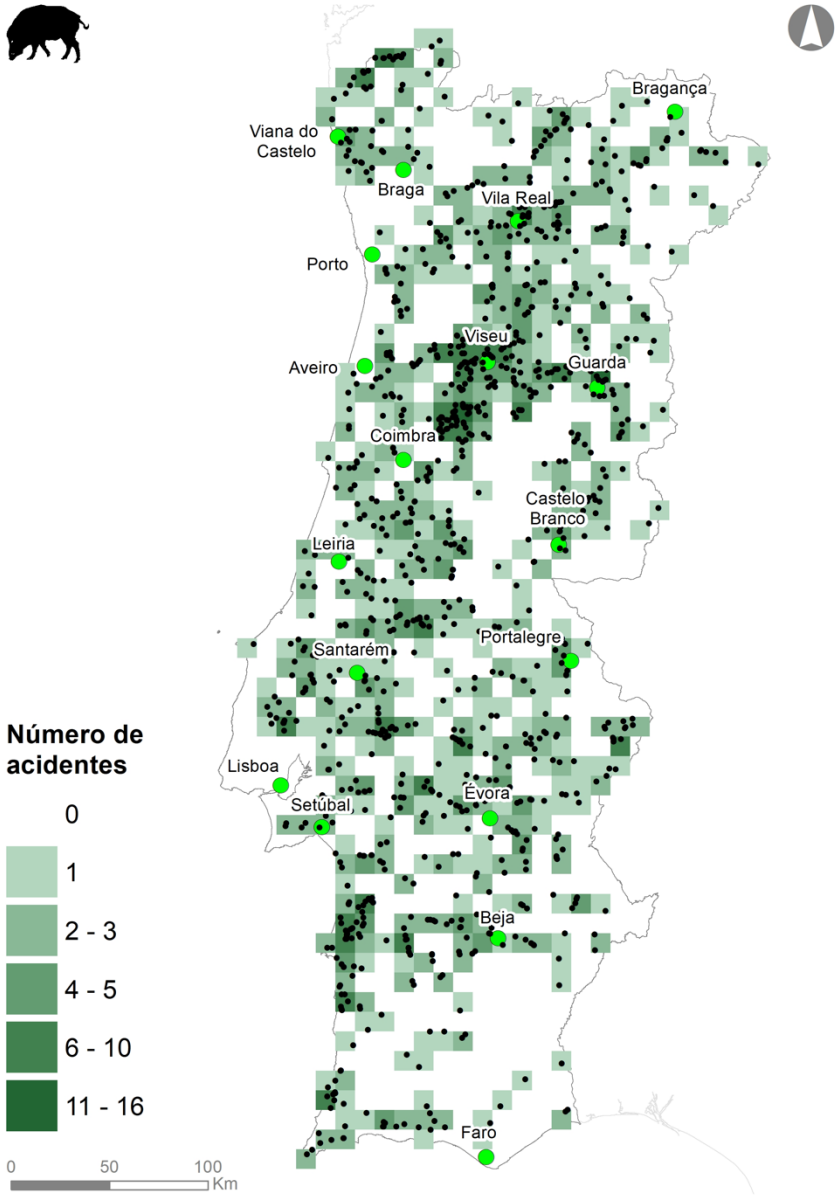


Figura 33 - Número de acidentes envolvendo o javali, no ano de 2019 e 2020.

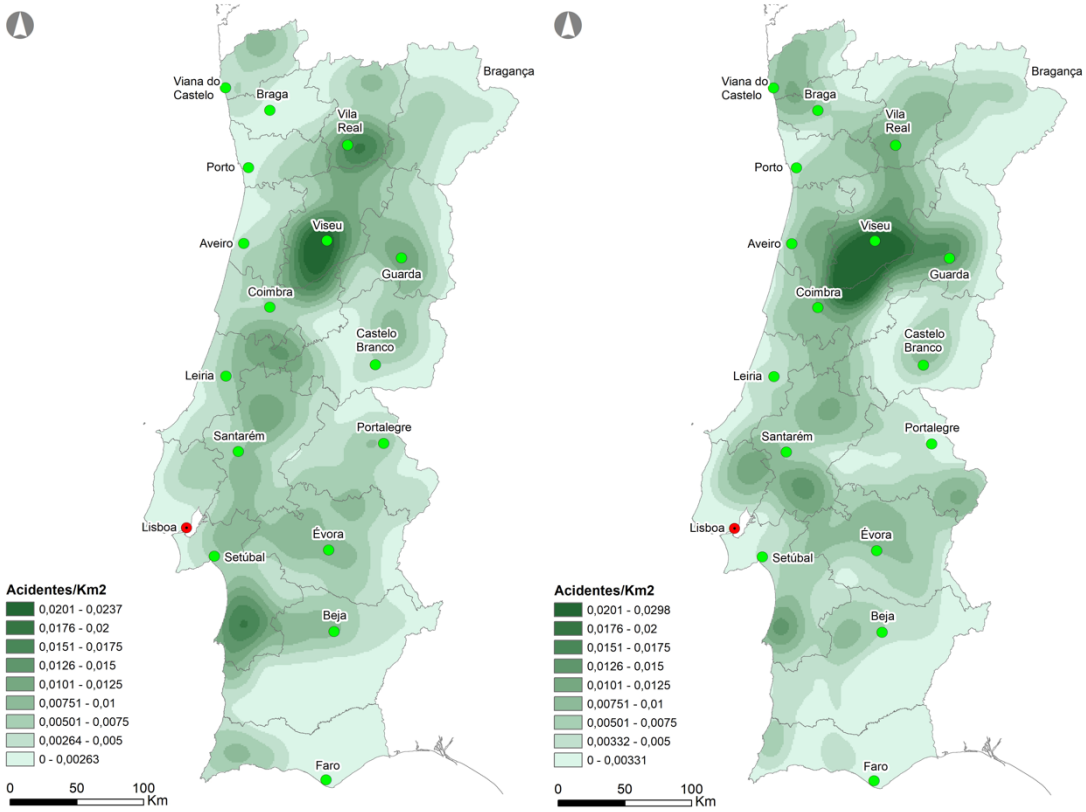


Figura 34 - Densidade dos acidentes (número de acidentes por km) durante o ano de 2019 (esquerda) e 2020 (direita).

O mapeamento da densidade evidencia as áreas onde se registam mais acidentes e, por conseguinte, onde o risco é maior (figura 34).

Tal como no caso dos padrões temporais, a distribuição espacial de acidentes envolvendo o javali não é uniforme no território nacional, sendo Viseu, Évora, Santarém, Setúbal e Vila Real os distritos onde se registaram um maior número de acidentes (tabela 11).

Tabela 11- Número de acidentes por distrito, em 2019 e 2020.

Distritos	2019	Distritos	2020
Viseu	71	Viseu	87
Setúbal	54	Évora	49
Évora	52	Santarém	48
Santarém	46	Guarda	40
Vila Real	38	Beja	34
Beja	34	Setúbal	33
Guarda	33	Portalegre	32
Castelo Branco	32	Coimbra	29
Leiria	25	Vila Real	27
Portalegre	24	Castelo Branco	26
Faro	24	Viana do Castelo	23
Bragança	23	Aveiro	22
Coimbra	23	Leiria	21
Viana do Castelo	20	Bragança	20
Aveiro	12	Lisboa	19
Porto	9	Faro	18
Lisboa	8	Braga	17
Braga	5	Porto	15

Variáveis ambientais relacionadas com acidentes rodoviários envolvendo o javali

Apesar de muitos estudos realizados em diversos países Europeus se terem debruçado, nos últimos anos, na compreensão dos fatores temporais e espaciais que explicam os acidentes rodoviários provocados por ungulados silvestres, existe ainda, em Portugal, um grande desconhecimento acerca dos mesmos, nomeadamente, dos que se encontram relacionados com o javali, a espécie de ungulado com a mais ampla distribuição em território nacional. Uma análise mais aprofundada dos fatores associados à ocorrência de acidentes rodoviários, tais como, o período do dia ou do ano, a tipologia de via, o uso e cobertura do solo, a heterogeneidade da paisagem, a densidade populacional humana e a densidade da população de javali, permitirá compreender quais os as variáveis que determinam a probabilidade de ocorrência de incidentes com o javali. No âmbito do projeto em curso, foram compilados os registos de acidentes rodoviários envolvendo esta espécie, e recolhidas as variáveis espaciais e paisagísticas que possam descrever os acidentes relacionados com o javali

(tabela 12). Definimos cinco hipóteses que, segundo a literatura científica já publicada, podem constituir parte da explicação para os acidentes rodoviários causados pela atividade desta espécie:

H1) **uso e cobertura do solo** – a proximidade a tipos específicos de uso de solo (ex. florestas, áreas agrícolas) aumenta o risco de acidente, uma vez que estas áreas são selecionadas pela espécie;

H2) **heterogeneidade da paisagem** – uma paisagem mais heterogénea é selecionada positivamente pelo javali, aumentando assim o risco de acidentes;

H3) **disponibilidade de água** – a proximidade a áreas húmidas, corpos de água, como rios e áreas ribeirinhas aumenta o risco de acidentes com o javali, pois além da água ser um requisito, as áreas adjacentes aos cursos de água podem constituir corredores de passagem e dispersão;

H4) **população de javalis** – há maior risco de acidente em locais onde as densidades de javali, e consequente atividade, é maior;

H5) **pressão antrópica** – o risco de acidentes envolvendo javalis está relacionado com o aumento de volume de tráfego nas áreas urbanas e peri-urbanas, no entanto, a relação não é direta e linear, uma vez que, apesar do maior tráfego, o ambiente urbano e periurbano está associado a uma esperada diminuição da densidade de javalis.

Tabela 12- Hipóteses testadas e variáveis usadas nos modelos.

Hipótese	Variável (por buffer de análise)	Código	Variação de valores (presença, média e desvio padrão)	Variação de valores (pontos aleatórios, média e desvio padrão)	Fonte
Uso e cobertura do solo	Percentagem de área agrícola	AgricP	32,32 (23,49)	31,22 (20,93)	Carta de Uso e Ocupação do Solo (Direção Geral do Território, 2018)
	Percentagem de área agroflorestal	AgroFP	5,87 (14,40)	1,18 (5,63)	
	Percentagem de solo nú	BRockP	0,23 (2,05)	0,23 (1,38)	
	Percentagem de área florestal	ForesP	39,03 (26,18)	26,48 (22,39)	
	Percentagem de herbáceas e pastagens	GrassP	6,13 (10,52)	3,53 (7,11)	
	Percentagem de matos	ShrubP	8,04 (13,41)	6,49 (10,16)	

	Percentagem de áreas urbanas	UrbanP	7,18 (8,09)	28,76 (22,48)	
Heterogeneidade paisagem	Índice de heterogeneidade da paisagem	ShDI	0,54 (0,17)	0,58 (0,14)	
	Número de fragmentos de habitat	NFrag	21,99 (9,27)	24,93 (8,88)	
	Número de habitats	NHab	4,90 (1,09)	4,88 (1,03)	
	Índice de coesão da paisagem	Cohesion	32,43 (7,17)	32,65 (6,58)	
	Índice de fragmentação da paisagem	Division	0,96 (0,02)	0,96 (0,02)	
Disponibilidade de água	Distância da ocorrência à linha de água	DistWater	359,52 (256,32)	359,45 (265,07)	Instituto Superior de Agronomia (ISA, 2021)
	Densidade de linhas de água	WaterDens	0,94 (0,54)	0,91 (0,52)	
População de javalis	Índice de densidade de javalis (dados da atividade cinegética nos últimos 10 anos)	WboarPop	0,74 (1,07)	0,39 (0,60)	Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF, 2021)
Pressão antrópica	Número de habitantes	HumanPop	266,02 (620,53)	2966,21 (4921,43)	Eurostat (Eurostat, 2011)

Análise de dados

A análise da informação sobre os acidentes rodoviários envolvendo o javali foi realizada através de dois métodos complementares. Iniciamos a análise pela exploração da distribuição das ocorrências no espaço e no tempo. Além das peças cartográficas com a disposição espacial dos acidentes, criamos uma grelha de análise (quadrícula 10x10 quilómetros) para atribuição do número de acidentes a cada quadrícula de análise. A análise visual proposta permite a identificação simples e rápida de potenciais *hotspots* para a ocorrência dos acidentes. O segundo método baseou-se na análise estatística dos dados, que permitiu identificar as variáveis ambientais que influenciam a probabilidade de ocorrência de acidentes rodoviários envolvendo a espécie em apreço. Para esta análise, além da localização exata dos acidentes (codificadas no modelo como ocorrências – 1), foram criadas posições aleatórias que caracterizam o domínio ambiental da área de distribuição do javali em Portugal (codificadas no modelo com o valor 0), seguindo-se a metodologia proposta por Mayer e colegas, num artigo publicado recentemente (Mayer et al., 2021). De referir que tanto os acidentes registados e atribuídos aleatoriamente correspondem a locais sobrepostos à rede viária. Assim, foi criado um buffer de 1000 metros de

raio envolvendo cada acidente registado e cada posição aleatória. A área do buffer foi selecionada com o intuito de refletir a área vital conhecido para o javali em ambientes mediterrânicos (Massei et al., 1997). Foramrealizadas uma análise exploratória e uma avaliação de quais os melhores modelos a usar: lineares generalizados ou aditivos generalizados. Os dados apresentam uma reduzida dispersão o que parece indiciar que não existem relações não lineares. Inicialmente, a correlação foi testada por hipótese entre as variáveis independentes através da correlação de Spearman > 0,7 (Zuur et al., 2010). Os fatores de inflação de variância (do inglês *Variance Inflation Factors*, VIF), foram usados para reduzir os problemas estatísticos resultantes da multicolinearidade entre variáveis (VIF < 3, Zuur et al. 2010). Em seguida, foram usados modelos lineares generalizados (GLM), com uma distribuição binomial e um link logit para analisar a probabilidade relativa de ocorrência de um acidente. Foram criados seis modelos com base nas hipóteses definidas (tabela 4), incluindo cinco modelos baseados nas nossas hipóteses e um modelo final contemplando as variáveis, entretanto selecionadas nos modelos anteriores. Para a seleção do melhor modelo, foi usado o *Akaike Information Criterion* (AIC), em que o modelo selecionado, o mais parcimonioso, possuía o menor AIC. Para avaliar a contribuição de cada grupo de variáveis ambientais (hipóteses) para o total de variação explicada pelo modelo, foi usado a análise de partição de variância. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados no software R 4.0.3 (R Core Team, 2013). Importa referir que o fator temporal e a tipologia de estradas foram analisadas previamente e por isso não foram contempladas nos modelos que agora se apresentam.

Entre 2019 e 2020, foram registados um total de 1.093 acidentes rodoviários envolvendo o javali. A análise visual da distribuição das incidências permitiu identificar alguns pontos de concentração, particularmente evidentes na região centro do território, entre os distritos de Viseu, Guarda e Coimbra. A análise estatística dos acidentes envolveu cinco hipóteses e um total de 16 variáveis (Uso e cobertura do solo - 7 variáveis, Heterogeneidade paisagem - 5 variáveis, Disponibilidade de água - 2 variáveis, População de javalis - 1 variável, Pressão antrópica - 1 variável). A análise exploratória, juntamente com o ajuste dos modelos por hipótese, permitiu aprimorar a seleção das variáveis e garantir que modelo final seguiria o princípio da parcimónia (modelos mais simples com resultados mais generalizáveis). Das cinco hipóteses iniciais, o modelo final considerou variáveis de três, num total de cinco variáveis (*AgroFP*, *ForesP*, *UrbanP*, *WaterDens*, *WboarPop*). A hipótese relativa à heterogeneidade da paisagem foi descartada por não se terem encontrado evidências estatísticas da sua influência. A variável relativa à densidade populacional humana foi descartada pois apresentava uma elevada correlação com a variável UrbanP. Os coeficientes de regressão obtidos e a respetiva significância estatística corroboram parcialmente as nossas previsões. Os nossos resultados sugerem que a superfície de área agroflorestal na envolvente à ocorrência do acidente é um fator que aumenta a probabilidade de ocorrência dos mesmos ($\beta = 0{,}03$, $SE = 0.007$, $z = 3.66$, $p < 0.001$). A mesma tendência foi registada para a superfície de

área florestal ($\beta = 0{,}01$, SE = 0.002, $z = 4.99$, $p < 0.001$), enquanto a superfície de área urbanizada reduz a probabilidade de ocorrência de um acidente ($\beta = -0{,}09$, SE = 0.005, $z = -17{,}30$, $p < 0.001$). No entanto, emerge da nossa análise uma interessante interação entre a área urbanizada e a área florestal, indicadora de que um aumento da área florestal nas imediações de uma área urbana conduz a uma maior probabilidade de ocorrer um acidente ($\beta = 0{,}001$, SE = 0,0002, $z = 4{,}48$, $p < 0.001$). O modelo contemplando esta interação foi o mais parcimonioso, registando um AIC de 2101,4. Como esperado, o índice relativo à densidade de javalis está positivamente correlacionado com a probabilidade de ocorrência de acidente rodoviário ($\beta = 0{,}26$, SE = 0.080, $z = 3{,}26$, $p < 0.005$), assim como a variável relacionada com a existência de linhas de água ($\beta = 0{,}28$, SE = 0.102, $z = 2{,}70$, $p < 0.005$). A análise de partição da variação sugere que o motivo que levou a cerca de 55% dos acidentes não é explicado pelos fatores ambientais e populacionais analisados. São sim resultado de fatores temporais, tipologia da via e por fatores conotados como estocásticos.

Os padrões espaciais dos acidentes relacionados com o javali permitirão a elaboração de medidas de mitigação direcionadas para esta espécie. De seguida, iremos discutir o contexto biológico dos nossos resultados. De uma forma geral, a superfície de área florestal na envolvente à ocorrência do acidente, aumenta a probabilidade dos mesmos. Este é um padrão comum a outras espécies, como raposas, texugos, lontras, lobos, répteis e anfíbios (Pagany, 2020). É também um padrão fácil de compreender pois áreas florestais são potenciais locais de alimentação e/ou refúgio para o javali, que os usa com bastante frequência (Stillfried et al., 2017), sendo por isso bastante atrativas para esta espécie. Por outro lado, como são áreas fechadas, dificultam a observação dos animais por parte dos condutores, aumentando a probabilidade de ocorrência de acidentes.

Da mesma forma, os nossos resultados sugerem que a superfície de área agroflorestal na envolvente à ocorrência do acidente é um fator que aumenta a probabilidade de ocorrência dos mesmos. As áreas agroflorestais são muito atrativas para o javali pois satisfazem requisitos ecológicos importantes para esta espécie: alimento e refúgio. As áreas agrícolas fornecem recursos alimentares muito energéticos, podendo as áreas agrícolas funcionar como locais de alimentação; por outro lado a área florestal fornecerá refúgio e alimentação. Contudo, as áreas agroflorestais podem ser fechadas o suficiente para dificultar a observação do javali por parte do condutor, o que resultará num maior risco de acidente. Os nossos resultados mostram que a superfície de área urbanizada reduz a probabilidade de ocorrência de um acidente. Este padrão parece ser contrário ao descrito em vários estudos onde as áreas urbanas são locais de maior risco de acidente (Pagany 2020), inclusivamente para ungulados. Os nossos resultados podem dever-se ao facto de as densidades de javali serem menores nos perímetros urbanos, mas também podem estar relacionados com a luz artificial noturna existente nas cidades, o que permite aos condutores detetar o javali e evitar atempadamente o acidente. A nossa análise revela uma interessante interação entre a área urbanizada e a área florestal, indicadora que um aumento

da área florestal nas imediações de uma área urbana conduz a uma maior probabilidade de ocorrer um acidente. Esta relação mostra que locais onde o volume de tráfego é superior (meio urbano) mas que o uso, e previsivelmente a densidade do javali, é superior (área florestal) e visibilidade é inferior do condutor (área florestal), a probabilidade de ocorrência de acidentes é superior. Como esperado, o índice relativo à densidade de javalis está positivamente correlacionado com a probabilidade de ocorrência de acidente rodoviário. Este padrão, previamente descrito noutros países (Mayer et al., 2020), mostra que densidades populacionais mais altas resultam em mais acidentes rodoviários.

Finalmente, os nossos resultados mostram que a ocorrência de acidentes é maior perto de linhas de água. Está descrito na literatura que alguns locais importantes para o javali, tanto de refúgio como de alimento, estão localizados junto a pontos de água (Stillfried et al., 2017), o que corrobora os nossos resultados.

Concluindo, a uma escala de paisagem, os nossos resultados sugerem que áreas caracterizadas por uma área florestal significativa são importantes para a adoção de medidas de mitigação de atropelamentos. Consequentemente, o planeamento de estradas deve considerar a cobertura do solo para evitar pontos de agregação de acidentes assim, uma gestão florestal ao longo da estrada que reduza a vegetação na imediação da estrada, vai reduzir a atratividade do habitat para o javali, enquanto melhora a visibilidade do condutor, potencialmente reduzindo o risco de acidentes.

O trabalho incluído neste eixo temático, foi aceite para publicação na revista *Applied Geography*, onde é feita a análise dos fatores espaciais relacionados com os acidentes rodoviários, nas três espécies de ungulados mais representativos de Portugal: javali, veado e corço (Torres RT et al., 2023, Applied Geography, ver anexo).

E. Considerações finais

As populações de javali no continente europeu têm aumentado em número e área de distribuição, ocupando qualquer tipo de *habitat*, desde áreas naturais e rurais, a áreas peri-urbanas e urbanas. Esta tendência traduz-se em desafios de índole diversa, sendo um dos mais prementes o controlo e a mitigação dos impactos que esta espécie provoca. Além do javali ser uma espécie responsável por vários serviços de ecossistema (*e.g.*, aumentar o ciclo de nutrientes e taxas de decomposição, Pitta-Osses et al., 2022), é o ungulado mais caçado em muitos países europeus (Massei et al., 2015), sendo uma espécie com elevado valor económico e social. Não obstante, está envolvida em conflitos sociais e económicos, tais como acidentes rodoviários, estragos na agricultura, e é um reservatório de várias doenças, nomeadamente da Peste Suína Africana (PSA). Controlar o crescimento das populações de javali, e consequentemente os seus efeitos negativos, através de ferramentas sustentáveis e amplamente aceites, é certamente um grande e atual desafio de gestão. Tendo estes fatores em conta, torna-se evidente que a gestão desta espécie, dos seus impactos e dos conflitos com as atividades humanas, deve ser aplicada e apoiada em conhecimento científico capaz de promover uma gestão adaptativa. O Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal constitui o primeiro grande passo neste sentido. Efetivamente, o desenvolvimento e implementação de Planos de Ação, desenvolvidos em contextos específicos, baseados em conhecimento científico e métodos validados, é condição pioneira para uma abordagem de gestão adaptativa.

Relativamente à gestão do javali, e ao aumento das suas densidades, os nossos resultados, embora baseados em apenas um ano de amostragem, sugerem que a caça recreativa *per se* não constitui uma ferramenta de gestão suficiente para o controlo da expansão e dos impactos da espécie. Conhecendo de antemão que a caça é o maior fator de mortalidade do javali, é expectável que, mantendo-se o cenário atual e colocando-se de parte eventuais surtos epizoóticos, as populações de javali continuem a aumentar, tal como os conflitos com as atividades humanas. Vários fatores estão na base deste aumento, sejam eles fatores intrínsecos ou extrínsecos à espécie, tais como mudanças de uso de solo (e.g., aumento da cobertura florestal e de áreas agroflorestais) e alterações climáticas (e.g., invernos mais amenos). Contudo, como demonstrado por Massei e colaboradores (2015), a redução do número de caçadores e o fraco recrutamento de novos caçadores (Massei et al., 2015) está também na base deste aumento. Assim, afigura-se como necessário repensar a atividade cinegética no sentido de garantir o controlo do aumento das densidades de javali. Relativamente aos caçadores, é necessário compreender e identificar as motivações que promovem o abandono da atividade cinegética, e as razões que não motivam o recrutamento de novos caçadores. Novas estratégias para recrutamento de caçadores devem passar pelo reconhecimento destas motivações, expectativas, mas também desânimos. Estas estratégias devem também assentar no envolvimento de grupos guiados por objetivos concretos para o processo venatório, de métodos, planos, ferramentas e equipamentos de caça mais eficazes. Tendo em conta as densidades das

populações de javali, e o seu expectável aumento, a forma com maior eficiência e melhor custo-benefício para reduzir esta abundância crescente é através da remoção, seletiva ou não, de indivíduos, pelos vários processos de caça. A atividade cinegética tradicional, baseada principalmente em montarias realizadas no outono e inverno, não será suficiente para controlar o crescimento das populações de javalis (Massei et al., 2015). Apesar de existirem alguns métodos inovadores (*e.g.*, controlo de fertilidade, toxinas), e outros mais tradicionais (*e.g.*, captura e realocação), que se poderão afigurar como alternativas, ainda estão em fase experimental e os elevados custos envolvidos é uma séria limitação ao seu uso a uma grande escala, embora o controlo reprodutivo, conjuntamente com a caça, se afigure como eficaz na redução das populações de javali (Croft et al., 2020). Também se poderá referir o impacto das populações de predadores, como o lobo-ibérico *Canis lupus signatus*, na mortalidade do javali. Contudo, além das populações de lobo-ibérico em Portugal terem uma presença apenas em alguns locais do país, as suas densidades são baixas, de forma que a mortalidade de javalis devido à predação de lobo é relativamente pequena quando comparada com a mortalidade imposta pelos caçadores. Por exemplo, em Espanha, estima-se que a predação do lobo seja responsável por 12% da mortalidade de javalis, em comparação com 31% causada pela caça (Nores et al., 2008). Adicionalmente, os caçadores e os predadores afetam de forma diferente as classes etárias das populações de javali: os predadores removem principalmente crias ou juvenis, enquanto os caçadores removem animais adultos; logo as implicações para a dinâmica populacional são significativas. Assim, os caçadores têm maior potencial do que os lobos para regular as populações (Nores et al., 2008).

Através do Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal, pudemos constatar que Portugal espelha também o atual cenário europeu: as populações de javali estão a aumentar, tanto em número como em distribuição, sendo que o uso de áreas peri-urbanas e urbanas é cada vez mais uma realidade. Com esta expansão, e sem a implementação de medidas de mitigação talhadas para casos específicos, é expectável que os impactos negativos que esta espécie provoca também possam aumentar, nomeadamente os estragos nas culturas agrícolas e acidentes rodoviários. Não podemos descurar o papel do javali como reservatório e transmissor de doenças com enorme relevância pública, não só passíveis de ser transmitidas ao Homem, mas também ao gado, com a possibilidade de enormes perdas económicas. Adicionalmente, o setor da caça vê, de ano para ano, uma perda importante no número de caçadores. Estes são desafios reais, que terão um forte impacto social e económico, não só em setores específicos, mas em toda a sociedade. A atividade cinegética, baseada num sistema tradicional, não será suficiente para fazer frente a estes desafios. É necessário que a caça se reinvente, que perceba as suas lacunas e que, motivada, encontre soluções. Fazemos todos parte deste problema e a atividade cinegética pode desempenhar um papel importante e diferenciador, por um lado contribuindo para a ajuda na solução de um problema, por outro, redescobrindo e promovendo uma nova imagem para a sociedade.

A caça regulamentada, acompanhada de uma eventual re-calendarização que prorrogue a época venatória tradicional, poderá ser usada para reduzir as densidades de javali e consequentemente o seu impacto negativo. Em casos específicos de áreas com densidades identificadas como excessivas, poder-se-ão organizar grupos de caçadores treinados (*e.g.*, caçadores profissionais), com objetivos concretos relativamente às classes etárias e sexos a remover da população (a remoção de fêmeas jovens parece ser a melhor opção para reverter a tendência crescente das populações de javali; González-Crespo et al., 2018). A sensibilização dos caçadores para este novo paradigma poderá ser realizada através de incentivos, como por exemplo, formação em metodologias de censo e seguimento populacional, reembolso parcial das despesas de caça, auxílio na manipulação e avaliação do estado sanitário dos animais, entre outros. Consideramos também que a tutela, deve desempenhar um papel ativo na orientação dos caçadores e municípios nesta gestão das populações de javali orientada por objetivos concretos, fornecendo informações sobre a necessidade de uma gestão adaptativa que resulte em reduções populacionais.

Adicionalmente, e como as pessoas são peça fundamental na conservação e gestão das espécies, é necessário sensibilizar o público sobre a necessidade de controlo da população de javalis e testar novos métodos, como controlo de fertilidade em áreas onde a caça não é viável, como áreas urbanas.

Importa realçar que, para além de se tentar controlar ou reduzir as populações de javali, existem outras recomendações que poderão auxiliar na mitigação dos impactos negativos resultantes do aumento desta espécie, e que são descritas nos eixos temáticos incluídos neste Plano de Ação. Algumas das recomendações passam pela redução dos prejuízos nas culturas agrícolas e florestais (Schlateger e Haag-Wackernagel, 2011, 2012), e a redução do risco de acidentes rodoviários envolvendo esta espécie (Torres et al., 2023). Os métodos propostos para reduzir os danos e prejuízos às plantações e o risco de acidentes incluem a colocação de cercas ou vedações, dispositivos luminosos e sonoros dissuasores, passagens subterrâneas e superiores (Benten et al., 2020), e repelentes olfativos (Schlateger e Haag-Wackernagel, 2011, 2012), entre outros. No entanto, a eficácia destes métodos é controversa, não sendo nenhum dos métodos referidos anteriormente completamente eficaz (Schlateger e Haag-Wackernagel, 2011, 2012), ou eficaz por um longo período (Rosell et al., 2018). Embora algumas dessas medidas consigam reduzir os danos às culturas (Saito et al., 2011), a caça continua a ser a medida mais eficiente, difundida e facilmente aplicável para controlar as populações de javalis e reduzir os riscos e danos associados (Giménez-Anaya et al., 2016).

No que diz respeito aos eixos temáticos concretos do Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal, consideramos ser fundamental:

i) Desenvolver e implementar planos de ação, no âmbito de Planos Globais de Gestão, adaptados a contextos específicos e baseados em conhecimento científico e métodos validados;
ii) Incentivar uma nova cultura venatória, orientada por objetivos concretos, nomeadamente concentrar esforços na extração de indivíduos de classes de sexo e idade com maior relevância na dinâmica populacional do javali (i.e., fêmeas jovens);
iii) Investir em medidas preventivas para proteger as culturas, o que permitirá reduzir os estragos, mas também diminuir o sucesso reprodutivo do javali;
iv) Limitar qualquer tipo de alimentação suplementar de javali – esta medida, que deve ser regulada, afigura-se como essencial e deverá estar limitada para fins de investigação e controlo populacional e sanitário específicos;
v) Reduzir o acesso a fontes artificiais de alimentos (e.g., lixo de origem humana), nomeadamente em locais urbanos e peri-urbanos;
vi) Implementar medidas para reduzir o risco de colisões entre veículos e javalis;
vii) Financiar investigação aplicada que tenha objetivos concretos o controlo populacional;
viii) Promover abordagens para aumentar a sensibilização pública sobre o javali e os seus impactos, e a gestão adaptativa e colaborativa com diferentes grupos de interesse.

Em suma, a população de javali em Portugal apresenta, na generalidade, **uma situação de sobreabundância**, sendo esta sobreabundância particularmente **relevante em alguns contextos ecológicos e socioeconómicos**. Outros países europeus que enfrentam os mesmos desafios, têm sugerido que o controlo da tendência das populações de javali passa pela combinação da redução do acesso a fontes alimentares de origem antrópica e pelo aumento da eficácia do controlo populacional através, por exemplo, da extração de classes de sexo e idade mais importantes na dinâmica populacional, i.e. fêmeas jovens (González-Crespo et al., 2018). Outras medidas de gestão alternativas (e.g. controlo de fertilidade) não são atualmente fiáveis e aplicáveis para serem consideradas opções viáveis e válidas para o controlo populacional da espécie a nível nacional.

Sugere-se que a **curto-médio prazo (5-10 anos) se encetem esforços no sentido de aumentar a taxa de extração em 20-30%** face ao valor atual e que esses esforços sejam reavaliados no sentido de se perceber se produziram efeitos na intensidade e frequência dos impactos negativos produzidos pela espécie. Contudo, são vários os aspetos ecológicos (e.g. predação e competição), sanitários (e.g. impacto de doenças

infectocontagiosas), ambientais (e.g. aumento da aridez) e antrópicas (e.g. alimentação suplementar) que podem interagir, potenciando ou atenuando os efeitos previstos da taxa de extração na dinâmica populacional da espécie, pelo que **este pode não ser suficiente para reverter o aumento das populações silvestres de javali**.

Aprimorar, intensificar e reagendar a realização de alguns métodos de caça é essencial. Sugerimos uma concentração dos esforços cinegéticos no primeiro período da época venatória, entre outubro e janeiro, uma vez que a probabilidade de um animal ser caçado diminui à medida que a época venatória progride (Vajas et al, 2020). A profissionalização da caça constitui um complemento a curto prazo para situações locais de sobreabundância.

O presente Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal representou um esforço hercúleo. Desde o trabalho de campo, à análise de dados, passando pela parte logística e de operacionalidade do projeto, ao estabelecimento de contatos com diversos grupos de interesse. O empenho e esforço que exigiu, revela a complexidade da situação do javali no nosso país. O Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal afigura-se assim, como um marco transdisciplinar que patenteia a necessidade da cooperação e colaboração entre vários grupos, desde a academia, às agências governamentais, aos setores da caça e as comunidades locais. Foi possível, através deste Plano, a colaboração destes variados grupos de interesse que eficazmente contribuíram para descrever a complexidade do problema a uma escala local e nacional. Atendendo à excecional complexidade da situação, este contributo pretende sugerir um *modus operandi* cuja partilha poderá produzir efeitos positivos. Efetivamente a melhor solução pode ser uma estratégia diversificada atuando em múltiplas frentes. Enfrentar a emergência do javali é um desafio que carece de soluções práticas, sustentáveis e específicas para cada situação e que deve ser encarado através de estratégias integradas que requerem a ação concertada de diferentes entidades. Essa escolha depende do contexto ambiental, político e social e principalmente dos recursos económicos disponíveis, o que certamente envolverá a necessidade de uma gestão contínua e, sobretudo, adaptativa.

Concluindo, espera-se que os resultados discutidos em cada eixo temático deste Plano contribuam significativamente para o desenvolvimento de planos eficazes de gestão das populações de javali e longo prazo. As práticas de caça tradicionais atuais parecem não ser suficiente para assegurar o controlo do número de javalis em Portugal. Novas abordagens, como sensibilizar o público e os caçadores sobre a sua responsabilidade no controlo desta espécie, e/ou adicionar caçadores recreativos orientados por objetivos específicos ou caçadores profissionais, são recomendáveis.

F. Agradecimentos

Queremos agradecer, e congratular, o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas por ter dado um passo tão importante para o aumento do conhecimento das populações de javali em Portugal, através do (primeiro) Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal.

Ao Fundo Florestal Permanente, na pessoa do Dr. Hugo Henriques e do Dr. Nuno Florêncio Silva, pela paciência e ajuda na gestão logística, e por vezes financeira, do projeto. À UACOOPERA (Universidade de Aveiro), na pessoa da Catarina Lemos, por ter "traduzido por miúdos" o que inicialmente parecia impossível de alcançar. Ao DBIO, pelos inúmeros cabimentos e ajustes ao longo deste trabalho. Ao CESAM, pela cedência das suas infraestruturas, nomeadamente do veículo 4x4.

Este trabalho teria sido impossível sem o apoio de todos os gestores cinegéticos, caçadores e funcionários das zonas de caça de cada área piloto, que prontamente se disponibilizaram para ajudar e nos deram acesso às zonas de caça. Queremos igualmente agradecer a todas as pessoas que estiveram envolvidas na recolha de amostras nas montarias, tal como a todos os caçadores presentes nas mesmas. Igualmente, a colocação das armadilhas e captura dos animais, não teria sido possível sem a confiança, disponibilidade e abertura de várias pessoas. Pedindo desde já desculpa pelo esquecimento de alguém, agradecemos ao Adriano Rodrigues, Alberto Monteiro, António Garcia, António José, António Veiga Teixeira, Amorim, Armando Alves, Augusto Correia, Beatriz Afonso, Carlos Barroqueiro (pai), Carlos Neto, Carlos Pais, Cristina Camilo, David Teixeira, Dário Hipólito, Eduardo Fernandes, Eng. Eduardo, Eliana Fonseca, Fernando Sicuro, Gonçalo Coimbras, Hermínio Santos, Henrique Moreira, Horta e Costa, João Cosme, João Teixeira, Joaquim Nunes, Jorge Fernandes, Jorge Henriques, João Veiga Teixeira, José Carlos Pires, José Lourenço, José Rodrigues, Josman Palmeira, Leonel Silva, Leonel Sobral, Manuel Freire, Maria Inês Silva, Mariana Rossa, Miguel Santos, Nuno Gonçalves, Paloma Linck, Patrícia Pereira, Paulo Farinha, Paulo Jorge Reis Costa, Pedro Leite, Pedro Melo, Pedro Rita, Sérgio Severino, Sr. Simões, Sr. Sérgio, Dª Vanessa, Vitor Palmilha, e Vitor Afonso.

Resta-nos agradecer ao Coronel Vítor Caeiro, Tenente-coronel Jorge Barradas e Tenente-general Santos Correia, que prontamente responderam ao nosso pedido e gentilmente nos cederam todos os dados de acidentes de ungulados, dos anos 2019 e 2020.

O resultado do esforço hercúleo de campo não se teria traduzido em dados de densidade de javali, sem o apoio de inúmeros colegas que de forma completamente altruísta nos ajudaram. Assim, agradecemos à Ana Figueiredo, Carlos H. Barroqueiro, Daniela Teixeira, Filipa Peste, Francisco Fradinho, Jorge Henriques, Luísa Quezado, Maria Carvalho, Paloma Link e Pedro Leite, pelo tempo disponibilizado para a visualização e análise das fotografias. O nosso (muito) obrigada por nos terem ajudado nesta missão épica.

G. Referências

Acevedo, P., Aleksovski, V., Apollonio, M., Berdión, O., Blanco-Aguiar, J.A., del Rio, L., Ertürk, A., Fajdiga, L., Escribano, F. and Ferroglio, E. 2022. Wild boar density data generated by camera trapping in nineteen European areas. *EFSA Supporting Publications*, *19*(3), p.7214E.

Acevedo, P., Croft, S., Smith, G.C., Blanco-Aguiar, J.A., Fernandez-Lopez, J., Scandura, M., Apollonio, M., Ferroglio, E., Keuling, O. and Sange, M., 2019. ENET wild modelling of wild boar distribution and abundance: update of occurrence and hunting data-based models. *EFSA Supporting Publications*, *16*(8), p.1674E.

Acevedo, P., Ferreres, J., Escudero, M.A., Jimenez, J., Boadella, M. and Marco, J., 2017. Population dynamics affect the capacity of species distribution models to predict species abundance on a local scale. *Diversity and Distributions*, *23*(9), pp.1008-1017.

Ares-Pereira, G., Rosalino, L.M., Teixeira, D., Castro, G., Magalhães, A., Lima, C., Fonseca, C. and Torres, R.T., 2022. Eucalyptus plantations alter spatiotemporal relationships of wild ungulates. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *340*, p.108174.

Barrios-Garcia, M. N., & Ballari, S. A. (2012). Impact of wild boar (Sus scrofa) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, *14*, 2283-2300.

Benten, A., Hothorn, T., Vor, T. and Ammer, C., 2018. Wildlife warning reflectors do not mitigate wildlife–vehicle collisions on roads. *Accident Analysis & Prevention*, *120*, pp.64-73.

Bobek, B., Furtek, J., Bobek, J., Merta, D. and Wojciuch-Ploskonka, M., 2017. Spatio-temporal characteristics of crop damage caused by wild boar in north-eastern Poland. *Crop Protection*, *93*, pp.106-112.

Bongi P, Tomaselli M, Petraglia A et al 2017. Wild boar impact on forest regeneration in the northern Apennines (Italy). *Forest Ecology and Management* 391:230–238.

Bugalho, M.N. and Milne, J.A., 2003. The composition of the diet of red deer (Cervus elaphus) in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint?. *Forest Ecology and Management*, *181*(1-2), pp.23-29.

Calenge, C., 2006. The package "adehabitat" for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological modelling*, *197*(3-4), pp.516-519.

Cahill, S., Llimona, F. and Gràcia, J., 2003. Spacing and nocturnal activity of wild boar *Sus scrofa* in a Mediterranean metropolitan park. *Wildlife Biology*, *9*(4), pp.3-13.

Cahill, S., Llimona, F., Cabañeros, L., & Calomardo, F. 2012. Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Animal Biodi-versity and Conservation*, *35*(2), 221–233.

Castillo-Contreras, R., Mentaberre, G., Aguilar, X.F., Conejero, C., Colom-Cadena, A., Ráez-Bravo, A., González-Crespo, C., Espunyes, J., Lavín, S. and López-Olvera, J.R., 2021. Wild boar in the city: Phenotypic responses to urbanisation. *Science of The Total Environment*, *773*, p.145593.

Cutini A, Chianucci F, Chirichella R et al (2013) Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics. Ann For Sci 70:493–502.

Drexler, M. and Ainsworth, C.H., 2013. Generalized additive models used to predict species abundance in the Gulf of Mexico: an ecosystem modeling tool. *PloS one*, *8*(5), p.e64458.

ENETWILD-Consortium, Scandura, M., Brivio, F., Zanet, S., Fanelli, A., Blanco-Aguiar, J.A., Petrovic, K., Ferroglio, E., Apollonio, M., Šprem, N. and Kavčić, K., 2020. Report of the ENETWILD workshop: " Harmonizing wild boar monitoring in South Eastern Europe: Progress meeting of the ENETWILD consortium": Senj, Croatia 17-18th September 2019. *EFSA Supporting Publications*, *17*(1), p.1746E.

ESRI 2022. ArcGIS Pro. Redlands, CA, Environmental Systems Research Institute.

Fernandez-de-Simon, J., Ferreres, J. and Gortázar, C., 2023. The number of hunters and wild boar group size drive wild boar control efficacy in driven hunts. *European Journal of Wildlife Research*, *69*(2), p.35.

Fonseca C., A. Alves da Silva, J. Alves, J. Vingada and A.M.V.M. Soares 2011. Reproductive performance of wild boar females in Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (2): 363–371

Geisser, H. and Reyer, H.U., (2004). Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *The Journal of Wildlife Management*, *68*(4), pp.939-946.

Giménez-Anaya, A., Herrero, J., García-Serrano, A., García-González, R. and Prada, C., 2016. Wild boar battues reduce crop damages in a protected area. *Folia Zoologica*, *65*(3), pp.214-220.

Gilbert, N.A., Clare, J.D.J., Stenglein, J.L. & Zuckerberg, B. (2020) Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology*, cobi.13517.

González-Crespo, C., Serrano, E., Cahill, S., Castillo-Contreras, R., Cabañeros, L., López-Martín, J. M., & López-Olvera, J. R. (2018). Stochastic assessment of management strategies for a Mediterranean peri-urban wild boar population. *PLoS One*, *13*(8), e0202289.

Guil, F., Agudín, S., El-Khadir, N., Fernandez-Olalla, M., Figueredo, J., Domínguez, F.G., Garzon, P., Gonzalez, G., Muñoz-Igualada, J., Oria, J. and Silvestre, F., 2010. Factors conditioning the camera-trapping efficiency for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European journal of wildlife research*, *56*(4), pp.633-640.

Katona, K. and Heltai, M., 2018. Diet composition and food habits of wild boar–A literature review. *Journal of Landscape Ecology*, *16*(2), pp.65-74.

Kassambara, A. (2019). ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.2.4.

Kie JG, Matthiopoulos J, Fieberg J, Powell RA, Cagnacci F, Mitchell MS, Gaillard JM, Moorcroft PR. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? (2010) *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 365(1550), 2221-31.

Keuling, O., Stier, N. and Roth, M., 2008. How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.?. *European journal of wildlife research*, *54*(4), 729-737.

Keuling O, Stier N, Roth M. Commuting, shifting or remaining?: Different spatial utilisation patterns of wild boar *Sus scrofa* L. in forest and field crops during summer. Mamm Biol - Zeitschrift für Säugetierkd. 2009;74: 145–152.

Koffel, T., Umemura, K., Litchman, E. and Klausmeier, C.A., (2022). A general framework for species-abundance distributions: linking traits and dispersal to explain commonness and rarity. *bioRxiv*.

Kruuse, M., Enno, S.E. and Oja, T., 2016. Temporal patterns of wild boar-vehicle collisions in Estonia, at the northern limit of its range. *European journal of wildlife research*, *62*(6), 787-791.

Lagos, L., Picos, J. and Valero, E., 2012. Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research*, *58*(4), 661-668.

Laguna, E., Barasona, J.A., Vicente, J., Keuling, O. and Acevedo, P., 2021. Differences in wild boar spatial behaviour among land uses and management scenarios in Mediterranean ecosystems. *Science of The Total Environment*, *796*, p.148966.

Maillard, D. and Fournier, P., 1995. Effects of shooting with hounds on size of resting range of wild boar (*Sus scrofa* L.) groups in Mediterranean habitat. *Journal of Mountain Ecology*, *3*.

Massei, G., Genov, P.V., Staines, B.W. & Gorman, M.L. (1997). Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. Journal of Zoology, 242, 411-423.

Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J. and Cellina, S., 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest management science*, *71*(4), pp.492-500.

Massei, G., Coats, J., Lambert, M.S., Pietravalle, S., Gill, R. and Cowan, D., 2018. Camera traps and activity signs to estimate wild boar density and derive abundance indices. *Pest management science*, *74*(4), pp.853-860.

Mattioli, L., Canu, A., Passilongo, D., Scandura, M. and Apollonio, M., 2018. Estimation of pack density in grey wolf (*Canis lupus*) by applying spatially explicit capture-recapture models to camera trap data supported by genetic monitoring. *Frontiers in zoology*, *15*(1), 1-15.

Mayer, M., Nielsen, J.C., Elmeros, M. and Sunde, P., 2021. Understanding spatio-temporal patterns of deer-vehicle collisions to improve roadkill mitigation. *Journal of environmental management*, *295*, 113148.

Morelle, K., Lehaire, F. and Lejeune, P., 2013. Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation*, (5), 53-73.

Nores C, Llaneza L and Álvarez A, Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. *Wildl Biol* **14**:44–51 (2008).

Nováková P, Štípek K (2011) Effect of diet supply and climatic conditions on population dynamics of the wild boar (*Sus scrofa*) in the Křivoklát region (Central Bohemia, Czech Republic). Sci Agric Bohem 1:24–30

Pagany, R., 2020. Wildlife-vehicle collisions-Influencing factors, data collection and research methods. *Biological Conservation*, *251*, 108758.

Palencia, P., Rowcliffe, J.M., Vicente, J. and Acevedo, P., 2021. Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, *58*(8), pp.1583-1592.

Pascual-Rico, R., Acevedo, P., Apollonio, M., Blanco-Aguiar, J.A., Body, G., Del Rio, L., Ferroglio, E., Gomez, A., Keuling, O., Plis, K. and Podgórski, T., 2022. Wild boar ecology: a review of wild boar ecological and demographic parameters by bioregion all over Europe. *EFSA JOURNAL*, *19*(3), pp.1-27.

Pitta-Osses, N., Centeri, C., Fehér, Á. and Katona, K., 2022. Effect of Wild Boar (Sus scrofa) Rooting on Soil Characteristics in a Deciduous Forest Affected by Sedimentation. *Forests*, *13*(8), p.1234.

Pittiglio, C., Khomenko, S. and Beltran-Alcrudo, D., 2018. Wild boar mapping using population-density statistics: From polygons to high resolution raster maps. *PloS one*, *13*(5), p.e0193295.

Popczyk, B., Klich, D., Nasiadka, P., Sobczuk, M., Olech, W., Kociuba, P., Gadkowski, K. and Purski, L., 2022. Crop Harvesting Can Affect Habitat Selection of Wild Boar (Sus scrofa). *Sustainability*, *14*(22), p.14679.

Putzu, N., Bonetto, D., Civallero, V., Fenoglio, S., Meneguz, P.G., Preacco, N. and Tizzani, P., 2014. Temporal patterns of ungulate-vehicle collisions in a subalpine Italian region. *Italian Journal of Zoology*, *81*(3), 463-470.

QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Rodríguez-Morales, B., Díaz-Varela, E.R. and Marey-Pérez, M.F., 2013. Spatiotemporal analysis of vehicle collisions involving wild boar and roe deer in NW Spain. *Accident Analysis & Prevention*, *60*, pp.121-133.

Romani, T., Giannone, C., Mori, E. and Filacorda, S., 2018. Use of track counts and camera traps to estimate the abundance of roe deer in North-Eastern Italy: are they effective methods?. *Mammal Research*, *63*(4), pp.477-484.

Santos, P., Fernández-Llario, P., Fonseca, C., Monzón, A., Bento, P., Soares, A.M.V.M., Mateos-Quesada, P. and Petrucci-Fonseca, F., 2006. Habitat and reproductive phenology of wild boar (*Sus scrofa*) in the western Iberian Peninsula. *European Journal of Wildlife Research*, *52*(3), pp.207-212.

Schlageter, A. and Haag-Wackernagel, D., 2012. Evaluation of an odor repellent for protecting crops from wild boar damage. *Journal of pest science*, *85*(2), pp.209-215.

Schlageter, A. and Haag-Wackernagel, D., 2011. Effectiveness of solar blinkers as a means of crop protection from wild boar damage. *Crop Protection*, *30*(9), pp.1216-1222.

Stillfried, M., Gras, P., Börner, K., Göritz, F., Painer, J., Röllig, K., Wenzler, M., Hofer, H., Ortmann, S. and Kramer-Schadt, S., 2017. Secrets of success in a landscape of fear: urban wild boar adjust risk perception and tolerate disturbance. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *5*, p.157.

Sütő, D., Farkas, J., Siffer, S., Schally, G. and Katona, K., 2020. Spatiotemporal pattern of wild boar rooting in a Central European dry oak forest. *European Journal of Forest Research*, *139*(3), pp.407-418.

Torres, R.T., Linck, P., Pinto, N., Ares-Pereira, G., Barroqueiro, C., Fonseca, C. and Carvalho, J., 2023. Landscape and population drivers of ungulate-vehicle collisions in Portugal. *Applied Geography*, *151*, p.102859.

Torres, R.T., Cunha, M.V., Araujo, D., Ferreira, H., Fonseca, C. and Palmeira, J.D., 2022. A walk on the wild side: Wild ungulates as potential reservoirs of multi-drug resistant bacteria and genes, including Escherichia coli harbouring CTX-M beta-lactamases. *Environmental Pollution*, *306*, p.119367.

Torres, R.T., Cunha, M.V., Araujo, D., Ferreira, H., Fonseca, C. and Palmeira, J.D., 2021. Emergence of colistin resistance genes (mcr-1) in Escherichia coli among widely distributed wild ungulates. *Environmental Pollution*, *291*, p.118136.

Torres, R.T., Fernandes, J., Carvalho, J., Cunha, M.V., Caetano, T., Mendo, S., Serrano, E. and Fonseca, C., 2020. Wild boar as a reservoir of antimicrobial resistance. *Science of the Total Environment*, *717*, p.135001.

Vajas, P., Calenge, C., Richard, E., Fattebert, J., Rousset, C., Saïd, S. and Baubet, E., 2020. Many, large and early: Hunting pressure on wild boar relates to simple metrics of hunting effort. *Science of the Total Environment*, *698*, p.134251.

Wickham, H. (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. and Elphick, C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, *1*(1), pp.3-14.

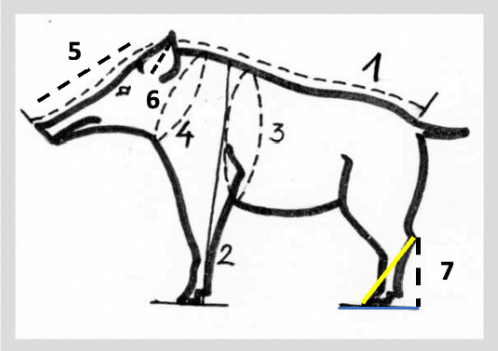
H. Anexos

1. FICHA PARA RECOLHA DOS DADOS NAS MONTARIAS

Data: **Localidade:**
Coordenadas do local:

ID:
Sexo: M ou F **Idade*:** **Peso (kg):**

Comprimento (1): **Altura do garrote (2):**
Perímetro torácico (3): **Perímetro pescoço (4):**
Comprimento da cabeça (5): **Comprimento da orelha (6):**
Comprimento do tarso (7):



Amostras recolhidas:

Excrementos
Músculo (ponta da língua, pescoço)
Zaragatoa nasal
Pêlo com raíz
Sangue
Pele com pelo

Observações:

*Idade: javardos (< 6 meses), juvenis (entre 6 e 12 meses), jovens (entre 12 e 24 meses) e adultos (mais de 24 meses)

2. OUTPUTS DO PLANO ESTRATÉGICO E DE AÇÃO DO JAVALI EM PORTUGAL

Durante a execução do projeto, houve vários documentos, estudos e apresentações que resultaram do mesmo.

Publicações científicas

Torres, R.T., Linck, P., Pinto, N., Ares-Pereira, G., Barroqueiro, C., Fonseca, C. and Carvalho, J., 2023. Landscape and population drivers of ungulate-vehicle collisions in Portugal. *Applied Geography*, *151*, p.102859.

Apresentações orais

1. Apresentação do projeto pelo Dr. Paulo Salsa, na reunião de Diretores-gerais, responsáveis pela caça, que se realizou em Postojna, Eslovénia, de 13 a 16 de setembro de 2021;
2. Apresentação intitulada "Strategic and Action Plan for wild boar in Portugal" por Carlos Fonseca, João Carvalho, Carlos Barroqueiro, Nuno Pinto, Guilherme Pereira e Rita Tinoco Torres, no 13th International Symposium on Wild Boar and Other Suids, Montseny Biosphere Reserve (Catalonia, Spain);
3. Apresentação do projeto pelo Dr. Carlos Fonseca, na 24ª feira de Feira de Caça, Pesca, Turismo e Natureza, Albufeira, 8 a 10 de julho de 2022;
4. Apresentação do projeto pelo Dr. Nuno Pinto, técnico superior contratado pelo projeto, na Mostra Tecnológica da Floresta INOVC+, Biocant Park, Parque Tecnológico de Cantanhede a 19 outubro, 2022.

Projetos, Teses de Doutoramento e Mestrado

O grande volume de dados gerados pelo projeto, isto é, de registos fotográficos, foi e será usado de forma colaborativa entre vários projetos.

Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental – este projeto pretende colmatar lacunas de informação sobre os mamíferos de Portugal Continental. https://livrovermelhodosmamiferos.pt/

Observatório Europeu de Vida Selvagem (*European Observatory of Wildlife* EOW) - prioriza a inclusão de diferentes áreas de estudo que representam todos os países europeus e bio-regiões para uma monitorização baseada em protocolos rigorosos e cientificamente comprovados para se seja possível, a nível europeu, a monitorização de vida selvagem terrestre. https://wildlifeobservatory.org/

EUROBOAR - é um projeto aberto promovido por institutos de investigação europeus para investigar a biologia e a ecologia do movimento do javali em diferentes habitats e tipologias de gestão. https://euroboar.org

CENSO DOS ANIMAIS ERRANTES – visa efetuar o censo nacional dos animais (cães e gatos) errantes e avaliar e gerir os impactos da ocorrência de cães e gatos errantes

Licenciatura

1. Pedro Xavier de Jesus Leite (2021) "Temporal drivers of the ungulate-vehicle collisions likelihood in Portugal". Universidade de Aveiro.

Mestrado

1. Francisco Fradinho (em curso) "Importância da disponibilidade de presas e da heterogeneidade da paisagem na abundância e riqueza de mamíferos carnívoros." (em curso) Universidade de Évora
2. Carlos Barroqueiro (2020-2021) "Uso e seleção de habitat pelo javali (*Sus scrofa*) em diferentes contextos paisagísticos". Universidade de Aveiro.

Doutoramento

1. Paloma Link (em curso) "The impact of free-roaming animals on Iberian wildlife: an ecological, health and social approach". Universidade de Aveiro.

Applied Geography 151 (2023) 102859

Contents lists available at ScienceDirect

Applied Geography

journal homepage: www.elsevier.com/locate/apgeog

Landscape and population drivers of ungulate-vehicle collisions in Portugal

Rita Tinoco Torres [a,*], Paloma Linck [a], Nuno Pinto [a], Guilherme Ares-Pereira [a], Carlos Barroqueiro [a], Carlos Fonseca [a,b], João Carvalho [a]

[a] Department of Biology and CESAM, University of Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193, Aveiro, Portugal
[b] ForestWISE - Collaborative Laboratory for Integrated Forest & Fire Management, Quinta de Prados, 5001-801, Vila Real, Portugal

ARTICLE INFO

Handling Editor: J Peng

Keywords:
Wildlife
Traffic
Mitigation measures
UVC
Road ecology
Sus scrofa
Cervus elaphus
Capreolus capreolus

ABSTRACT

Ungulate-vehicle collisions (UVC) have been steadily increasing throughout Europe, posing a risk to human safety, representing an extra factor of animals death. Here, we used information of a 2-year roadkill (2019–2020) monitoring of wild ungulates (wild boar, red deer and roe deer) to assess the drivers that influence the likelihood of UVC in Portugal. Our results support the contention that the variables promoting the collisions varied markedly between species, including the importance of land use and cover (wild boar and red deer), water availability and movement corridors (wild boar), ungulate population density (wild boar) and road topology (wild boar, red deer and roe deer) in the likelihood of UVC. The significant and positive interaction between urbanized and forest areas shows that regions sharing characteristics of both urban and natural environments represent a high-risk for the occurrence of collisions. The application of mitigation actions in these regions are welcome and should focus on reducing its attractiveness and/or the abundance of ungulate populations. Awareness campaigns and species-specific signalling may also contribute to a general decrease of casualties. We advocate that continued efforts of data collection are pivotal to assess the local relevance of fine-scale predictors amenable to manage.

1. Introduction

Human-mediated disturbances have a profound impact on habitats around the world (Loreau et al., 2001). Urban sprawl, forestry, agriculture intensification and expansion of transport infrastructure have been changing and fragmenting habitats, and consequently animal populations (Passoni et al., 2021; Prugh et al., 2008). Roads are considered the most common and prevalent human-made structure worldwide (Ibisch et al., 2016). In the last decades, the number of roads have dramatically increased, which has been considered a major underlying cause for the escalating number of wildlife mortality (Grilo et al., 2020; Putman et al., 2011). The impact of roads on mortality can be either direct, by increasing the number of wildlife-vehicle collisions (WVC), or indirect, through facilitating human access to remote areas and consequently poaching (van der Ree et al., 2015). By jeopardizing road safety, WVC impacts goes much further, posing a serious risk to human safety and causing significant human injuries, in addition to considerable property damage and economic impact (Bissonette et al., 2008). As the road network is expanding annually worldwide (Hawbaker et al., 2006), it is anticipated that this problem is likely to increase, particularly when it is estimated that an additional 25 million km of new roads are expected to be built by 2050 (Dulac, 2013).

The increase of road network is parallel with the increasing number and distribution of wild ungulate populations in Europe (Apollonio et al., 2010; Meijer et al., 2018). Such increase, allied to heavier traffic loads and continuous rise of road network, has resulted in a significant increase of ungulate-vehicle collisions (UVC) frequency in Europe (Bruinderink & Hazebroek, 1996; Langbein et al., 2011). It was estimated that ungulates are involved in between 0.5 and 1 million road traffic accidents in Europe, annually (Langbein et al., 2011). For example, in France in 2004, the number of deer vehicle collisions was estimated in *circa* 23,400 (Maillard et al., 2010). UVC can thus represent a significant proportion of annual mortality in free-ranging and wild ungulate populations, accounting for up to 10% of the population of some ungulates (e.g., roe deer Apollonio et al., 2010) each year. Many animals involved in UVC are not necessarily killed outright; thus, the total toll is probably significantly higher with the addition of those animals that die later and further away from the accident, also causing problems of animal welfare (Putman, 1997). Additionally, between 1% and 5% of UVC involving deer would be expected to result in human

* Corresponding author.
E-mail address: rita.torres@ua.pt (R.T. Torres).

https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102859
Received 1 June 2022; Received in revised form 30 November 2022; Accepted 21 December 2022
Available online 23 December 2022
0143-6228/© 2022 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

injury (Langbein et al., 2011). For example, it is estimated that as many as 30,000 human injury accidents are caused each year in Europe in traffic collisions with deer (Bruinderink & Hazebroek, 1996). Also, the annual repair costs arising from these collisions are extremely high, ranging e.g. from 15 million euros in Slovenia (Pokorny et al., 2008) to 447 million in Germany (Apollonio et al., 2010). In Spain, ungulate-vehicle collisions accounted for 8.9% of all reported road traffic accidents in the country (Sáenz-de-Santa-María & Tellería, 2015). Also, the figures from the USA are impressive, as annual deer-vehicle collisions increased by 69% from 1985 to 1991 and by 50% from 1991 to 2004 primarily due to increasing deer numbers (Hughes et al., 1996; Huijser et al., 2009). Not even the decrease in traffic caused by the COVID-19 pandemic slowed the number of collisions (Abraham & Mumma, 2021) but see Bíl et al. (2021).

UVC are not randomly distributed in time and space, but are modulated by temporal and spatial factors, resulting in the interplay of various landscape, traffic and animal and driver behavioural related factors that ultimately create complex spatial and temporal patterns (Mayer et al., 2021; Saint-Andrieux et al., 2020). Ungulates risk of collisions is dependent on a broad range of drivers such as the traffic volume and speed, animal population density, response time of the driver, surrounding vegetation and habitats crossed (Langbein et al., 2011). For example, several studies have positively linked the presence of woodland near roads and the increased risk of UVC (Laliberté & St-Laurent, 2020), and the clearance of woody vegetation as a mitigation measure has been shown to decrease the risk (Jaren et al., 1991; Meisingset et al., 2014; Seiler, 2004). Additionally, it appears that landscape structure has a profound effect on UVC and/or their hotspots rather than traffic intensity (Gonser & Horn, 2007). So, knowledge of risk-relevant landscape factors is an essential requirement to characterize the key factors in the occurrence of accidents to develop appropriate preventive or mitigation measures (Lao et al., 2011; Pagany, 2020).

Along with the road and wild ungulates expansion, in Portugal, the number of WVC has been increasing gradually since 2011 (Garcia, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016). However, the few studies assessing the temporal and/or spatial patterns describing WVC have been focused mostly on carnivores (Grilo et al., 2009), amphibians and reptiles (Carvalho & Mira, 2011; Matos et al., 2012) and birds (Grilo et al., 2014; Pinto et al., 2020). To our knowledge, none have focused on wild ungulates, particularly on a national scale. However, these are extremely needed as a combination of factors that likely increase UVC are also rising (*e.g.*, ungulates increasing numbers and distribution ranges (Carvalho et al., 2018), and expanding road network and increased traffic load). Additionally, ungulates are medium/large-sized mammals with an additional burden and risk to human safety. To fill this caveat, our aim is to characterize the spatial distribution of road collisions with the three most numerous and widespread wild ungulate species in Portugal, wild boar *Sus scrofa*, red deer *Cervus elaphus* and roe deer and to identify the spatial factors that could explain these patterns.

Based on specialized literature and species ecology, we defined five hypotheses to test for sets of different landscape features that may affect the occurrence of UVC for a given species using information on the spatial distribution of species' UVC compared to random points. We expect our results to help shedding light on the potential preventive measures aimed at mitigating the ecological and socioeconomic impacts of UVC. First, we hypothesize that the road proximity to specific types of land use or land cover, such as agricultural and forest areas, increases the risk of accident, as these areas are selected by ungulates for foraging or hiding, respectively (H1, land use and land cover hypothesis, (Laliberté & St-Laurent, 2020). Second, we expect that heterogeneous landscapes increases the risk of collision (H2, landscape heterogeneity and fragmentation hypothesis, (Saint-Andrieux et al., 2020). Landscape heterogeneity, often affected by habitat fragmentation, provide different feeding sources, but also foster the movement of wild ungulates between habitat patches, which makes these species particularly prone to collisions. Third, the proximity to water bodies such as rivers and riparian areas increases the odds of UVC, as these natural structures are considered important corridors where ungulates may feed and move (H3, water availability and movement corridors hypothesis, (Dickie et al., 2020). Forth, there is a greater risk of accident in places where ungulates densities, and consequent activity (*e.g.*, movement), is greater (H4, ungulate population density hypothesis, (Mayer et al., 2021). Finally, the risk of accidents involving ungulates is related to the increase in the volume of traffic, and the type of roads. National roads are unfenced and represent a higher nationwide extension than highways. On the other hand, when compared with tertiary roads, national roads present a higher traffic volume and vehicles usually reach greater speeds (90 km/h). The five hypotheses are not mutually exclusive, and we expect that interactions among environmental features may arise. Moreover, based on the species behaviour, social structure, and home range, we expect that the patterns of wild boar, red and roe deer-vehicle collisions may respond differently to the environmental and population features.

2. Material and methods

2.1. Study area

We conduct our study at a national scale, in mainland Portugal. Portugal is a heterogeneous territory, with an elevational range between sea level and 1993 m.a.s.l. The country's topography is characterized by pronounced differences between the north/central regions (high elevations and rough landscapes) and south/coastal regions (plains of low elevation). Mainland Portugal presents a Mediterranean climate and the north-eastern regions are under Atlantic influences (Kottek et al., 2006). Over centuries, land cover and habitat composition in mainland Portugal have passed through several stages of degradation and regeneration depending on local conditions and human activities. The socio-economic changes experienced over the last five decades led to the abandonment of land and to a continuous rural exodus towards the coast, where approximately 70% of the human population is concentrated. Shrubs, scattered, small and highly diverse forests, and agricultural fields dominate the landscape in the easternmost regions of Portugal. Pure or mixed production stands of eucalyptus *Eucalyptus globulus* are particularly relevant in central and northwest regions.

2.2. Collision data

Although the development of the road network in Portugal was exceptionally fast (Rocha et al., 2022), which could pose impermeable barriers to species dispersal, the shrub and forest encroachment of rural areas has created new opportunities for wild ungulates, that have been increasing in number and distribution since the 70s (Carvalho et al., 2018). We focused our analysis on the three most common wild ungulates in Portugal - wild boar, red deer and roe deer. Ungulate species differed in their distribution with wild boar occurring in high densities (as indexed by hunting bags) throughout the country whereas red deer and roe deer are patchy distributed. Red deer show high densities in some areas in the Eastern part of the country, while roe deer occur only in few areas at low densities (please see Atlas of Mammals from Portugal for their national distribution, Fonseca et al., 2019 and supplementary material for each species hunting bag data). To assemble our UVC database, we used data provided by the National Republican Guard (Guarda Nacional Republicana, GNR). In Portugal, this national institution is in charged to collected data from wildlife road accidents. Data for each accident included: the exact location of the accident (GPS coordinates), the official road, time of the day that the accident occurred, day of the week, month, year and the species involved. Since the National Republican Guard only recently started to georeferenced the accidents, our database included 2 years of accidents with the reported GPS coordinates at the national level (2019, 2020).

2.3. Environmental and landscape variables

For each species, we investigated the effect of landscape and population characteristics on the probability of UVC. We selected a total of 17 variables that were grouped into five groups (hypotheses) known to influence the occurrence of UVC: 7 variables describing land use and land cover (H1), 5 variables describing landscape heterogeneity and fragmentation (H2), 2 variables describing water availability and movement corridors (H3), 1 variable describing ungulate population density (H4) and 2 variables describing human disturbance (H5) (Pagany, 2020). Landscape, anthropogenic and population drivers were gathered considering a buffer radius of 1000m (approximately 315 ha) around each UVC and random position. This area represents, approximately, the home ranges of wild boar, red deer and roe deer in Mediterranean ecosystems (wild boar: Massei et al., 1997; red deer: Carranza et al., 1990; roe deer: Carvalho et al., 2008).

The land use/land cover information was gathered from the Land Use and Land Cover (LULC) Map of Continental Portugal for 2018 (Direção-Geral do Território, 2020). LULC database was selected due to its high spatial and thematic resolution. Previous studies have identified various spatial structures in the landscape that are more prevalent along road sections where UVC occur, such as the land cover composition (proportions of urban land, forest, agriculture and other open habitats; Ng et al., 2008; Nielsen et al., 2003; Seiler, 2004). Land use and land cover types were categorized into i) percentage of agricultural fields (arable land, permanent crops, pastures), ii) percentage of agroforestry area, iii) percentage of bare soil (bare rock, and sparsely vegetated areas), iv) percentage of forest stands (broad-leaved, coniferous and mixed forests), v) percentage of herbaceous and grasslands (moors, heathland, sclerophyllous vegetation and transitional woodland shrub), vi) percentage of shrubland and vii) percentage of urban areas.

We calculated five landscape indices to account for landscape heterogeneity and fragmentation: i) Shannon's diversity index, that consider both the number of land use and land cover classes and the representativeness of each class per buffer; a higher value of Shannon's diversity index means greater compositional heterogeneity, ii) number of fragments per buffer, iii) number of habitats per buffer, iv) cohesion index, that measures the physical connection of the patch; the value increases as the patch becomes more physically connected and v) landscape division, a landscape consisting of a single patch corresponds to 0 and a more subdivided landscape has a higher value (Jung, 2016). These metrics are linked with suitable areas for ungulates and are known as important drivers that may deter or promote ungulate movements (Acevedo et al., 2005). The landscape indices were computed using the Landscape Ecology Statistics (LecoS) (Jung, 2016) plugin of the QGIS® 3.16.11 (QGIS, 2018). The variables describing water availability and movement corridors, namely the distance to water and the density of water lines, were computed using the information available by the *Instituto Superior de Agronomia* (Instituto Superior de Agronomia, 2021). We assessed the ungulate population density as the mean number of harvested animals per hunting area, during the last ten years (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, pers. comm.). Despite the bias involved, hunting statistics are often used as proxies for ungulates density (Imperio et al., 2010) and have been used in similar approaches (Saint-Andrieux et al., 2020). We compiled vector data for all Portuguese roads from the *Geofabrik* repositorium. As data regarding the traffic volume of the Portuguese roads is not available, we used the maximum allowed speed limit as a proxy for the speed effect. For that, roads were categorized according to speed limit into i) motorways: speed limit up to 120 km/h, with lateral protection; ii) primary roads: speed limit up to 100 km/h but without lateral protection, iii) secondary: speed limit 50–90 km/h, and iv) tertiary: speed limit 30–50 km/h.

2.4. Spatial statistical analysis

The analysis of information on road accidents involving ungulates was carried out using two complementary approaches. We begin the analysis by visually exploring the distribution of species' UVC in space. Then, we performed the statistical analysis of the data, which allowed the identification of landscape and population variables that influence the probability of occurrence of UVC.

For this analysis, in addition to the exact location of the accidents (coded in the model as presences - 1), random positions were created to characterize the environmental domain of the ungulate's distribution area in Portugal (coded in the model as absences - 0). The ungulate's distribution area followed a 10 × 10 km grid based on the information available in the Atlas of Mammals of Portugal (Fonseca et al., 2019). We created one random position *per* observed UVC, while avoiding the overlap between UVC and random positions. It should be noted that both UVC and randomly locations correspond to places superimposed on the road network. Initially, we tested for correlation among independent variables within a given hypothesis using the Spearman correlation and excluded variables with $r > 0.7$ (Zuur et al., 2010). Variance Inflation Factors (VIF) were used to reduce the statistical problems resulting from multicollinearity (VIF <3, Zuur et al., 2010). We applied generalized linear models (GLM) with a binomial distribution and a logit link to test the relative probability of an accident occurring in relation to the set of landscape variables in a given hypothesis. Six models were created based on the defined hypotheses (Table 1), including five models based on our hypotheses and a final model contemplating the variables selected *per* hypothesis. We hypothesized that the likelihood of UVC may result from non-independent and synergistic effects between explanatory variables. Therefore, we tested the statistical support of significant ecological interactions in explaining the number and location of casualties. To select the best model, the Akaike Information Criterion (AIC) was used, in which, the selected model, the most parsimonious, had the smallest AIC (Burnham & Anderson, 2004). To select the best model, the Akaike Information Criterion (AIC) was used, in which, the selected model, the most parsimonious, had the smallest AIC. Overdispersion was assessed by checking the ratio between deviance and the degrees of freedom and by applying an overdispersion test using the DHARMa

Table 1
Hypotheses and variables used to assess the drivers of ungulate-vehicle collisions in Portugal. We selected a total of 17 variables that were grouped into five hypotheses known to influence the occurrence of ungulate-vehicle collisions.

Hypothesis	Variable (*per* buffer)	Code	Source
Land use and land cover	Agricultural area %	AgricP	Direção-Geral do Território, 2020
	Agroforestry area %	AgroFP	
	Bare soil %	BSoilP	
	Forest area %	ForesP	
	Herbaceous and grassland %	GrassP	
	Shrubland %	ShrubP	
	Urban area %	UrbanP	
Landscape heterogeneity and fragmentation	Shannon Diversity Index	ShDI	
	Number of fragments per habitat	NFrag	
	Number of habitats	NHab	
	Landscape cohesion index	Cohesion	
	Landscape fragmentation index	Division	
Water availability and movement corridors	Distance to water	DistWater	Instituto Superior de Agronomia, 2021
	Water lines density	WaterDens	
Ungulate population density	Ten years of hunting bags was used as a proxy of ungulates density	WboarPop RedDPop RoeDPop	Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas 2021
Human disturbance	Number of inhabitants	HumanPop	Eurostat 2011
	Roads	Highways Primary National Terciary	Centro de Informacao Geoespacial do Exército

package (Hartig, 2022). No overdispersion was detected. To assess the contribution of each group of environmental variables (hypotheses) to the total variation explained by the model, we used the variance partition analysis (package ModEvA, Barbosa et al., 2013). All statistical procedures were performed using the R 4.0.3 software (R Core Team, 2013).

3. Results

We compiled a total of 1,405 UVCs between 2019 and 2020. Wild boar was involved in 1,188 (84.5%), red deer in 118 (8.4%) and roe deer in 95 (7.1%) vehicle collisions. The number of collisions for wild boar averaged 1.1 collisions *per* 100 road km (SD = 1.72), for red deer averaged 0.12 collisions *per* 100 road km (SD = 0.55), and for roe deer averaged 0.09 collisions *per* 100 road km (SD = 0.41). We did not record significant annual differences in the number of UVSs. Therefore, we pooled the information of both years and we mapped the location of all UVCs at a national scale, also depicting the national distribution of each species (Fig. 1).

At this scale, the visual analysis of UVCs does not allow the clear identification of conflictive road segments, which reflects the ubiquitous presence of ungulates in mainland Portugal, particularly wild boar. However, some regions emerge as particularly susceptible to UVC (wild boar: Castelo Branco, Guarda, Viana do Castelo, Vila Real and Viseu; red deer: Castelo Branco and Coimbra; roe deer: Bragança, Coimbra and Guarda).

Our model on wild boar vehicle collisions provides support to four of the five working hypotheses (land use and land cover, H1; water availability and movement corridors, H3; wild boar population density, H4; human disturbance, H5, Table 2). Specifically, our results suggest that agroforestry areas surrounding the local of occurrence is a factor that increases the probability of wild boar vehicle collision ($\beta = 0.021$, SE = 0.008, z = 2.573, $p < 0.01$). An interesting interaction between urbanized and forest areas indicates that a higher representativeness of forest stands in the vicinity of urban areas leads to a greater probability of collision ($\beta = 0.001$, SE = 0.0003, z = 2.775, $p < 0.01$). The presence of water bodies, such as rivers, is positively correlated with the probability of collision ($\beta = 0.251$, SE = 0.120, z = 2.093, $p < 0.05$), as well as the wild boar population density ($\beta = 0.295$, SE = 0.091, z = 3.23, $p < 0.005$). Against our expectations, our results suggest that wild boar vehicle collisions are more likely to occur in highways than in other road classes. Our model explained 53% of the deviance, meaning that 47% of the collisions are not explained by environmental, population and human disturbance factors. Rather, they are the result of temporal and stochastic factors.

Red deer vehicle collisions are supported by two hypotheses, land use and land cover (H1) and human disturbance (H5). As for the wild boar, we detected a significant and positive interaction between urbanized and forest areas ($\beta = 0.010$, SE = 0.002, z = 3.659, $p < 0.005$). The influence of road class on the probability of red deer vehicle collisions supports our contention. We did not record collisions in highways, but our results suggest that the collision probability in tertiary and local roads is significantly lower than in primary and national roads ($\beta = -5.878$, SE = 1.276, z = −4.605, $p < 0.001$).

Human disturbance (road class, H5) and, to a lesser extent, landscape heterogeneity and fragmentation (number of fragments per habitat, H2) influenced the probability of roe deer vehicle collisions. Our best model indicated that the occurrence of collisions is less likely in tertiary and local roads than in primary and national roads ($\beta = -4.495$, SE = 1.151, z = −3.904, $p < 0.001$). Although non-significant, our results suggested

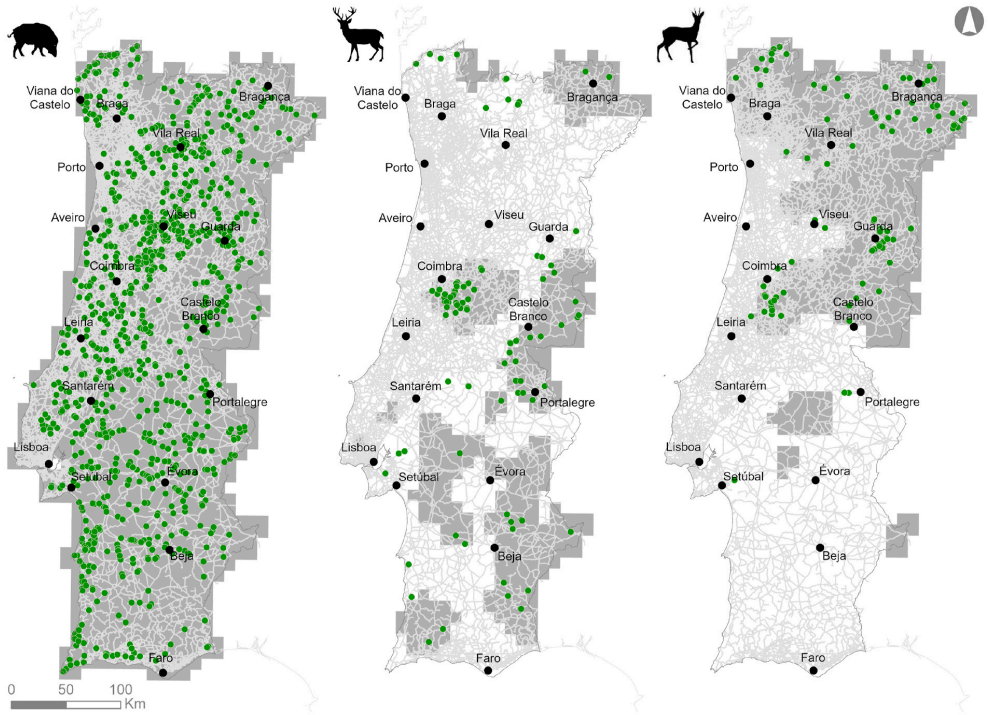


Fig. 1. Spatial location of ungulate-vehicle collisions in Portugal (green dots) during a 2-year roadkill monitoring (2019–2020). Wild boar (left) was involved in 1,188 vehicle collisions, while red deer (centre) was involved in 118 and roe deer (right) was involved in 95 vehicle collisions. Grey lines depict the road network and grey shade the national species distribution based on the Atlas of Mammals of Portugal (Fonseca et al., 2019).

Table 2
Parameter estimates for the most parsimonious ungulate-vehicle collision models. The effects of 17 variables grouped into five hypotheses were analysed. Significant results are in bold. The superscript (*) indicates a result of marginal significance. The superscripts (a) and (b) indicate that the highways and the primary roads were used as a reference, respectively.

Species	Hypothesis	Predictor	β	Std. error	z-value	*p*-value
Wild boar	–	Intercept	2.921	0.360	8.126	**<0.001**
	H1 - Land use and land cover	AgroFP	0.021	0.008	2.573	**<0.01**
		ForesP	0.006	0.004	1.652	0.099*
		UrbanP	−0.117	0.011	−10.331	**<0.001**
		UrbanP*ForesP	0.001	0.0003	2.775	**<0.01**
	H3 - Water availability and movement corridors	WaterDens	0.251	0.120	2.093	**<0.05**
	H4 - Ungulate population density	WboarPop	0.295	0.091	3.230	**<0.005**
	H5 - Human disturbance (roads)	Primary[a]	−3.262	0.320	−10.207	**<0.001**
		National[a]	−1.105	0.310	−3.569	**<0.001**
		Tertiary[a]	−3.693	0.318	−11.624	**<0.001**
Red deer	–	Intercept	2.420	1.284	1.884	0.059*
	H1 - Land use and land cover	ForesP	0.001	0.012	0.085	0.932
		UrbanP	−0.258	0.114	−2.254	**<0.05**
		UrbanP*ForesP	0.010	0.002	3.659	**<0.005**
	H5 - Human disturbance (roads)	National[b]	0.110	1.213	0.090	0.928
		Tertiary[b]	−5.878	1.276	−4.605	**<0.001**
Roe deer	–	Intercept	0.710	1.366	0.519	0.604
	H2 - Landscape heterogeneity and fragmentation	NFrag	0.050	0.032	1.533	0.125
	H5 - Human disturbance (roads)	Primary[a]	−0.737	1.217	−0.606	0.544
		National[a]	1.565	1.292	1.211	0.226
		Tertiary[a]	−4.495	1.151	−3.904	**<0.001**

that fragmented landscape may foster the occurrence of collisions involving roe deer ($\beta = 0.050$, SE = 0.032, z = 1.533, $p = 0.125$). We did not detect an influence of water availability and movement corridors, and red and roe deer population density on the patterns red and roe deer vehicle collisions.

4. Discussion

The increased road network and well the burgeoning of wild ungulate populations throughout the Palearctic realm has increased the number of UVC,. The mitigation of these events demands up-to-date information on the temporal and spatial patterns of known occurrences. Here, we used information of a 2-year roadkill monitoring of wild ungulates to assess the drivers that influence the likelihood of ungulate-vehicle collisions in Portugal. Our results provide a significant support to our working hypothesis and contributes to the development of tailored mitigation measures of this phenomenon.

Our findings suggest that collisions involving both wild boar and red deer are fostered by specific land cover types, which corroborates our first hypothesis (land use and land cover affects UVC occurrence). Some studies have previously shown that these land covers may promote UVC, as they are considered important foraging and hiding places for red deer and wild boar. Agroforestry areas, in particular, may promote specific transitional movements during predictable times of the day (dawn and dusk) that may increase the likelihood of wild boar collisions (Mayer et al., 2021). This result suggests that the trade-off between getting food and cover compensates the risk of crossing a road. This is not in line with the reported by Thurfjell et al. (2015), which showed that (female) wild boar crossed roads in habitats mainly used for foraging rather than shelter. In Mediterranean Spanish ecosystems, crops are generally avoided all year round (Laguna, Barasona, et al., 2021), while in Portugal and Germany, wild boar use different agroforestry areas according to their availability (Keuling et al., 2009; Santos et al., 2004). Regarding red deer, the positive correlation between forest stands and deer-vehicle collisions was previously demonstrated in Canada (Laliberté & St-Laurent, 2020), Czech Republic (Bíl et al., 2019) and Poland (Jasińska et al., 2019). Yet, the configuration of the landscape, and the clearance of forest stands in the surroundings of transport infrastructure influence the risk of collision throughout forest patches (Keken et al., 2019). The lack of clear patterns on UVC amongst study areas suggests that this phenomenon also relies on complex and context-dependent movement patterns in response to external factors, such as human-induced perturbations (Morelle et al., 2014). For instance, disturbance caused by hunting events is reflected in higher movement rates, flight displacements and larger home ranges, which may put individuals and populations at higher risk (Laguna et al., 2021a, 2021b; Saïd et al., 2012; Wevers et al., 2020). Testing the local relevance of this fine-scale predictors demands continued data collection. Our analysis corroborates the significant and direct effects of land cover on wild boar and red deer vehicle collisions, but also produced another important finding, expressed by the significant and positive interaction between urbanized and forest areas. The sprawl of the urban settlements into natural environments, the reduced or limited hunting pressure in these areas and the easy access to food, attract wild ungulates to urban and peri-urban areas, increasing the likelihood of human-ungulate negative interactions, including vehicle collisions (Castillo-Contreras et al., 2018; Licoppe et al., 2013). This evidence mirrors the expectations and the results of Saint-Andrieux et al. (2020), who stated that the growth and the high plasticity of wild ungulate populations, particularly wild boar populations, make them more prone to collisions in these areas. This result help us in prioritizing mitigation efforts in regions encompassing characteristics of both urban and natural environments (high-risk areas). Although recent lines of evidence indicate roe deer as the most common ungulate species involved in vehicle collisions, we acknowledge that the reduced number of records, probably caused by the roe deer distribution in Portugal, the elusive behaviour of roe deer in Mediterranean environments (San José et al., 1997; Torres et al., 2012) and maybe a lower reporting frequency compared to larger and more car-damaging wild boar and red deer, poses a limitation to our conclusions. For these reasons, the results involving roe deer should be interpreted with caution due to the low number of records.

Albeit spatial heterogeneity is known to influence the roe and red deer occurrence in Portugal (Torres et al., 2012), our results do not support the expected effects of landscape heterogeneity and fragmentation on UVC (H2). This result does not meet previous findings. For instance, Saint-Andrieux et al. (2020), in France, suggested that forest fragmentation increased the likelihood of collision for red deer but no for roe deer. In southern Sweden, patchy forests interspersed by leading structures (*e.g.*, watercourses), was identified as an important combination in explaining the occurrence of UVC (Sjölund, 2016). Even though we did not detect a significant influence of any spatial heterogeneity variable on the probability of collision, our results indicated that

the number of fragments *per* habitat may foster the occurrence of collisions involving roe deer. Landscape configuration and the clearance of road verges are amenable mitigation options; therefore, the ongoing collection of data is needed to shed light on the direct effects of landscape heterogeneity and fragmentation on UVC (Hegland & Hamre, 2018).

Our third hypothesis (water availability and movement corridors) and the fourth (ungulate population density) was only reported for wild boar. The results meet our expectations, as the representativeness of streams and the density of wild boar populations fosters the occurrence of wild boar-vehicle collisions. Rivers, small streams and the associated riparian vegetation may be considered important landscape features that promotes wild boar movements and dispersal. Moreover, in fenced areas, the species use watercourses to cross these structures, which may be indirectly related with an increase in the likelihood of wild boar-vehicle collisions (Laguna, Barasona, et al., 2021). The importance of ungulate population density in increasing the number of occurrences is in line with previous reports. For example, Morelle et al. (2013) showed that the increase of collisions involving wild boar and red deer is directly correlated with hunting statistics, here used as a proxy of population density (see also Krukowicz et al., 2022; Morelle et al., 2013; Saint-Andrieux et al., 2020). Some studies showed, however, that the relationship between ungulate density, traffic volume, environment and the number of collisions is not always linear (Seiler, 2004), which indicates that important interactions may arise and that could be naive to assume that the likelihood of collision will be invariably higher in areas where ungulates are more abundant.

Collectively, our results support empirical evidences on the effect of human disturbance in the probability of UVC (H5). The collision probability involving wild boars is relatively higher in highways, while in cervids, the probability is higher in primary and national roads. The positive and significant effect of highways is surprising as these infrastructures are fenced. However, fences are not 100% wild boar proof and crossing success relies on different aspects (Laguna, Barasona, et al., 2021). The type and integrity of the fence, the sex of the individual, the period of the year (food shortage or food abundance period) and the topography influences the crossing success. In fact, previous studies suggested that the effectiveness of fences in preventing UVC may be lower than previously thought (Seiler, 2004, but see Bissonette & Rosa, 2012). The concurrent and positive effect of primary and national roads on deer-vehicle collisions was expected (Saint-Andrieux et al., 2020). These roads are spatially representative, connect the regions and the main urban areas of Portugal, and associate high traffic volumes with low levels of protection (e.g., fences, wildlife crossings, signalling systems). Tertiary, local roads are narrow and sometimes characterized by reduced maintenance, which limits their use and circulation speed. This may explain why UVC are less likely in local roads (Mayer et al., 2021), despite its high sinuosity (Laliberté & St-Laurent, 2020). The importance of traffic volume was not accounted as this information was not available, however, we acknowledge that traffic volume may increase the risk of vehicle collision (Pagany, 2020), even considering that high traffic levels may produce less UVC due avoidance behaviours (Thurfjell et al., 2015). Here, we used the road topology and the speed limit as grouping criteria, which has been widely positively correlated with collision risk (but see Ferreguetti et al., 2020 for a negative correlation between speed limit and collision accident).

Overall, our findings suggest that the synergistic effects between variables should be taken into account in the analysis of UVC. Although some previous studies reported that the collision patterns between ungulate species are markedly similar (Mayer et al., 2021), our results revealed important differences in the variables that promote the reported occurrences.

5. Management implications

Our study is the first describing ungulates-UVC and the variables that promote these occurrences in Portugal. A priority for the future is to ensure the continued efforts of data collection (e.g., GPS coordinates, time, species involved, but also traffic intensity, weather conditions, estimates of material damages and injuries) to assess the local relevance of fine-scale predictors amenable to manage. We showed that regions encompassing characteristics of both urban and natural environments represent a high-risk for UVC. This evidence allows tailored management efforts in these regions, either to reduce its attractiveness (e.g., through vegetation clearings and/or the reduction of food availability from anthropogenic sources, Castillo-Contreras et al., 2018) and/or to reduce the abundance of ungulate populations. The reduction of ungulate populations should be carefully planned because it could demand a substantial hunting effort and may produce unexpected and unintended consequences in the spatial ecology of the target species. This underpins the importance of the continuous monitoring of ungulate populations, particularly in high-risk areas. We should also consider that collision risk is contingent on the species and more likely to occur in certain periods of the year and of the day (Rodríguez-Morales et al., 2013). Albeit general fencing is not an option, due to economic and maintenance costs, and ecological impacts, planned and surgical fencing, effective safer crossings (over and underpasses), awareness campaigns and species-specific signalling may contribute for a general decrease of casualties. As stated by Saint-Andrieux et al. (2020), the use of signalling adapted to the local risks, species and to the time of the year and day, along with a better knowledge of drivers about ungulates ecology and behaviour, may improve road safety. The development of nationwide risk maps would also allow the incorporation of this information in navigation and mapping services (Mayer et al., 2021). Finally, we advocate that the assessment of landscape configuration should integrate the environmental impact assessments during road planning. These assessments should evaluate the relevance and the cost-benefit to decrease landscape fragmentation and foster landscape connectivity through appropriate green corridors, over or underpasses that do not funnel the animals in risky areas.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

We would like to thank *Guarda Nacional Republicana* (GNR) who gently provided all the data. This research was funded by the project JAVALI.PT "*Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal*", from Fundo Florestal Permanente/ICNF. R. T. Torres and: Carvalho were supported by a research contract (2021.00690.CEECIND; CEECIND/01428/2018, respectively) through FCT – Fundacao para a Ciência e a Tecnologia, I.P. Thanks are due to FCT/MCTES for the financial support to CESAM (UIDP/50017/2020+UIDB/ 50017/2020), through national funds (FCT).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102859.

References

Abraham, J. O., & Mumma, M. A. (2021). Elevated wildlife-vehicle collision rates during the COVID-19 pandemic. *Scientific Reports, 11 1*, 1–10. https://doi.org/10.1038/s41598-021-99233-9

Acevedo, P., Delibes-Mateos, M., Escudero, M. A., Vicente, J., Marco, J., & Gortazar, 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. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01310.x

Apollonio, M., Andersen, R., & Putman, R. (2010). *European ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press.

Barbosa, A. M., Real, R., Munoz, A. R., & Brown, J. A. (2013). New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models. *Diversity and Distributions, 19*(10), 1333–1338.

Bíl, M., Andrášik, R., Cícha, V., Arnon, A., Kruuse, M., Langbein, J., Náhlik, A., Niemi, M., Pokorny, B., Colino-Rabanal, V. J., Rolandsen, C. M., & Seiler, A. (2021). COVID-19 related travel restrictions prevented numerous wildlife deaths on roads: A comparative analysis of results from 11 countries. *Biological Conservation, 256*, 1–6. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109076

Bíl, M., Andrášik, R., Duľa, M., & Sedoník, J. (2019). On reliable identification of factors influencing wildlife-vehicle collisions along roads. *Journal of Environmental Management, 237*, 297–304. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.076

Bissonette, J. A., Kassar, C. A., & Cook, L. J. (2008). Assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: Human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Hum. – Wildl. Conflicts, 2*(1), 17–27.

Bissonette, J., & Rosa, S. (2012). An evaluation of a mitigation strategy for deer-vehicle collisions. *Wildlife Biology, 18 4*, 414–423. https://doi.org/10.2981/11-122

Bruinderink, G. W. T. A. G., & Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology, 10 4*, 1059–1067. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041059.x

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research, 33*(2), 261–304. https://doi.org/10.1177/0049124104268644

Carranza, J., Alvarez, F., & Redondo, T. (1990). Territoriality as a mating strategy in red deer. *Animal Behaviour, 40*, 79–88.

Carvalho, F., & Mira, A. (2011). Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: A case study in mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research, 57*(1), 157–174. https://doi.org/10.1007/s10344-010-0410-0

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.

Carvalho, J., Torres, R. T., Acevedo, P., Santos, J. P. V., Barros, T., Serrano, E., & Fonseca, C. (2018). Propagule pressure and land cover changes as main drivers of red and roe deer expansion in mainland Portugal. *Diversity and Distributions, 24 4*, 551–564. https://doi.org/10.1111/ddi.12703

Castillo-Contreras, R., Carvalho, J., Serrano, E., Mentaberre, G., Fernández-Aguilar, X., Colom, A., González-Crespo, C., Lavín, S., & López-Olvera, J. R. (2018). Urban wild boars prefer fragmented areas with food resources near natural corridors. *Science of the Total Environment, 615*, 282–288. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.277

Dickie, M., McNay, S. R., Sutherland, G. D., Cody, M., & Avgar, T. (2020). Corridors or risk? Movement along, and use of, linear features varies predictably among large mammal predator and prey species. *Journal of Animal Ecology, 89*(2), 623–634. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13130

Direção-Geral do Território. (2020). *Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS)*.

Dulac, J. (2013). *Global land transport infrastructure requirements: Estimating road and railway infrastructure capacity and costs to 2050*. International Energy Agency.

Ferreguetti, A. C., Graciano, J. M., Luppi, A. P., Pereira-Ribeiro, J., Rocha, C. F. D., & Bergallo, H. G. (2020). Roadkill of medium to large mammals along a Brazilian road (BR-262) in southeastern Brazil: Spatial distribution and seasonal variation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment, 55*(3), 216–225. https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1719006

Fonseca, C., Carvalho, J., Santos, J. P. V., Torres, R. T., & Bencatel, J. (2019). Artiodáctilos. In J. Bencatel, F. Álvares, A. E. Moura, & A. M. Barbosa (Eds.), *Atlas de Mamíferos de Portugal, 2ª Edição* (pp. 101–115). Portugal: Universidade de Évora.

Garcia, G. (2012). *Monitorizacao da Mortalidade de Fauna nas Estradas da EP*. Relatório Síntese, 2011.

Garcia, G. (2013). *Monitorizacao da Mortalidade de Fauna nas Estradas da EP*. Relatório Síntese, 2012.

Garcia, G. (2014). *Monitorizacao da Mortalidade de Fauna nas Estradas da EP*. Relatório Síntese, 2013.

Garcia, G. (2015). *Monitorizacao da Mortalidade de Fauna nas Estradas da EP*. Relatório Síntese, 2014.

Garcia, G. (2016). *Monitorizacao da Mortalidade de Fauna nas Estradas da IP*. Relatório Síntese, 2015.

Gonser, R. A., & Horn, J. S. (2007). Deer-vehicle collisions along the suburban-urban fringe. In R. R. Jensen, J. D. Gatrell, & D. McLean (Eds.) (2nd ed.,*Policy, practice, and pixelsGeo-spatial technologies in urban environments* (pp. 177–194).

Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation, 142 2*, 301–313. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.026

Grilo, C., Koroleva, E., Andrášik, R., Bíl, M., & González-Suárez, M. (2020). Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environment, 18 6*, 323–328. https://doi.org/10.1002/fee.2216

Grilo, C., Reto, D., Filipe, J., Ascensão, F., & Revilla, E. (2014). Understanding the mechanisms behind road effects: Linking occurrence with road mortality in owls. *Animal Conservation, 17 6*, 555–564. https://doi.org/10.1111/acv.12120

Hartig, F. (2022). DHARMa: Residual diagnostics for hierarchical (Multi-Level/ mixed) regression models. R package version 0.4.6. Available at: https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa.

Hawbaker, T. J., Radeloff, V. C., Clayton, M. K., Hammer, R. B., & Gonzalez-Abraham, C. E. (2006). Road development, housing growth, and landscape fragmentation in northern Wisconsin: 1937-1999. *Ecological Applications, 16*(3), 1222–1237. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1222:RDHGAL]2.0.CO.;2.

Hegland, S. J., & Hamre, L. N. (2018). Scale-dependent effects of landscape composition and configuration on deer-vehicle collisions and their relevance to mitigation and planning options. *Landscape and Urban Planning, 169*, 178–184. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.09.009

Hughes, W. E., Saremi, A. R., & Paniati, J. F. (1996). Vehicle-animal crashes: An increasing safety problem. *ITEA Journal*, 24–28.

Huijser, M. P., Duffield, J. W., Clevenger, A. P., Ament, R. J., & McGowen, P. T. (2009). Cost–benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: A decision support tool. *Ecology and Society, 14 2*, 15. https://doi.org/10.5751/es-03000-140215

Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., DellaSala, D. A., Vale, M. M., Hobson, P. R., & Selva, N. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science, 354 6318*, 1423–1427. https://doi.org/10.1126/science.aah7393

Imperio, S., Ferrante, M., Grignetti, A., Santini, G., & Focardi, S. (2010). Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? *Wildlife Biology, 16*(2), 205–214. https://doi.org/10.2981/08-051

Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P. H., & Wiseth, B. (1991). Moose-train collisions: The effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces, 27*, 93–99.

Jasińska, K. D., Żmihorski, M., Krauze-Gryz, D., Kotowska, D., Werka, J., Piotrowska, D., & Pärt, T. (2019). Linking habitat composition, local population densities and traffic characteristics to spatial patterns of ungulate-train collisions. *Journal of Applied Ecology, 56 12*, 2630–2640. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13495

Jung, M. (2016). LecoS - a python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics, 31*, 18–21. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006

Keken, Z., Sedoník, J., Kušta, T., Andrášik, R., & Bíl, M. (2019). Roadside vegetation influences clustering of ungulate vehicle collisions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment, 73*, 381–390. https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.07.013

Keuling, O., Stier, N., & Roth, M. (2009). Commuting, shifting or remaining? Different spatial utilisation patterns of wild boar Sus scrofa L. In forest and field crops during summer. *Mammalian Biology, 74*, 145–152. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.05.007

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift, 15*(3), 259–263. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130

Krukowicz, T., Firlag, K., & Chrobot, P. (2022). Spatiotemporal analysis of road crashes with animals in Poland. *Sustainable Times, 14 253*, 1–31. https://doi.org/10.3390/su14031253

Laguna, E., Barasona, J. A., Vicente, J., Keuling, O., & Acevedo, P. (2021). Differences in wild boar spatial behaviour among land uses and management scenarios in Mediterranean ecosystems. *Science of the Total Environment, 796*, Article 148966. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148966

Laguna, E., Carpio, A. J., Vicente, J., Barasona, J. A., Triguero-Ocaña, R., Jiménez-Ruiz, S., Gómez-Manzaneque, Á., & Acevedo, P. (2021). The spatial ecology of red deer under different land use and management scenarios: Protected areas, mixed farms and fenced hunting estates. *Science of the Total Environment, 786*, Article 147124. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147124

Laliberté, J., & St-Laurent, M. H. (2020). In the wrong place at the wrong time: Moose and deer movement patterns influence wildlife-vehicle collision risk. *Accident Analysis & Prevention, 135*, Article 105365. https://doi.org/10.1016/j.aap.2019.105365

Langbein, J., Putman, R., & Pokorny, B. (2011). Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation. In *Ungulate management in Europe* (pp. 215–259). https://doi.org/10.1017/cbo9780511974137.009

Lao, Y., Zhang, G., Wu, Y. J., & Wang, Y. (2011). Modeling animal-vehicle collisions considering animal-vehicle interactions. *Accident Analysis & Prevention, 43*, 1991–1998. https://doi.org/10.1016/j.aap.2011.05.017

Licoppe, A., Prévot, C., Heymans, M., Bovy, C., Casaer, J., & Cahill, S. (2013). *Wild boar/feral pig in (peri-)urban areas, international survey report as an introduction to the workshop: "Managing wild boar in human-dominated*. landscapes" International Union of Game Biologists.

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science, 294*, 804–808. https://doi.org/10.1126/science.1064088

Maillard, D., Gaillard, J.-M., Hewison, A. J. M., Ballon, P., Duncan, P., Loison, A., Toigo, C., Baubet, E., Bonenfant, C., Garel, M., & Saint-Andrieux, C. (2010). Ungulates and their management in France. In *European ungulates and their management in the 21st century* (pp. 441–474).

Massei, G., Genov, P. V., Staines, B. W., & Gorman, M. L. (1997). Factors influencing home range and activity of wild boar (Sus scrofa) in a Mediterranean coastal area. *Journal of Zoology, 242*, 411–423. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb03845.x

Matos, C., Sillero, N., & Argaña, E. (2012). Spatial analysis of amphibian road mortality levels in northern Portugal country roads. *Amphib. Reptil., 33*, 469–483. https://doi.org/10.1163/15685381-00002850

Mayer, M., Coleman Nielsen, J., Elmeros, M., & Sunde, P. (2021). Understanding spatio-temporal patterns of deer-vehicle collisions to improve roadkill mitigation. *Journal of Environmental Management, 295*, Article 113148. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113148

Meijer, J. R., Huijbregts, M. A. J., Schotten, K. C. G. J., & Schipper, A. M. (2018). Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters, 13*, Article 064006. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42

Meisingset, E. L., Loe, L. E., Brekkum, Ø., & Mysterud, A. (2014). Targeting mitigation efforts: The role of speed limit and road edge clearance for deer-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management, 78*(4), 679–688. https://doi.org/10.1002/jwmg.712

Morelle, K., Lehaire, F., & Lejeune, P. (2013). Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation, 5*, 53–73. https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4634

Morelle, K., Lehaire, F., & Lejeune, P. (2014). Is wild boar heading towards movement ecology? A review of trends and gaps. *Wildlife Biology, 20*(4), 196–205. https://doi.org/10.2981/wlb.00017

Ng, J. W., Nielsen, C., & Clair, C. C. S. (2008). Landscape and traffi factors influencing deer–vehicle collisions in an urban enviroment. *Human–Wildlife Conflicts, 2*(1), 34–47. https://doi.org/10.26077/nxw2-yn81

Nielsen, C. K., Anderson, R. G., & Grund, M. D. (2003). Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management, 67*(1), 46–51. https://doi.org/10.2307/3803060

Pagany, R. (2020). Wildlife-vehicle collisions - influencing factors, data collection and research methods. *Biological Conservation, 251*, Article 108758. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108758

Passoni, G., Coulson, T., Ranc, N., Corradini, A., Hewison, A. J. M., Ciuti, S., Gehr, B., Heurich, M., Brieger, F., Sandfort, R., Mysterud, A., Balkenhol, N., & Cagnacci, F. (2021). Roads constrain movement across behavioural processes in a partially migratory ungulate. *Movement Environmental, 9 57*, 1–12. https://doi.org/10.1186/s40462-021-00292-4

Pinto, P., Lourenço, R., Mira, A., & Santos, S. M. (2020). Temporal patterns of bird mortality due to road traffic collisions in a Mediterranean region. *Bird Study*, 71–84. https://doi.org/10.1080/00063657.2020.1779652, 0 0.

Pokorny, B., Marolt, J., & Poličnik, H. (2008). *Ocena učinkovitosti in vplivov zvočnih odvračalnih naprav kot sredstva za zmanjšanje števila trkov vozil z veliko divjadjo. [Assessment of the effectiveness and impacts of acoustic deterrents as a countermeasure for reducing the number of big game-vehicle.* Slovenia: Velenje.

Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R. E., & Brashares, J. S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 105 52*, 20770–20775. https://doi.org/10.1073/pnas.0806080105

Putman, R. J. (1997). Deer and road traffic accidents: Options for management. *Journal of Environmental Management, 51*, 43–57. https://doi.org/10.1006/jema.1997.0135

Putman, R., Langbein, J., Green, P., & Watson, P. (2011). Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal Review, 41*(3), 175–196. https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00173.x

QGIS, D. T. (2018). *QGIS geographic information system.* Open Source Geospatial Foundation Project.

R Core Team. (2013). *A language and environment for statistical computing*.

van der Ree, R., Smith, D. J., & Grilo, C. (2015). The ecological effects of linear infrastructure and traffic: Challenges and opportunities of rapid global growth. *Handb. Road Ecol., 1*. https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch1. –9.

Rocha, B. T., Afonso, N., Melo, P. C., & Silva, J. A. (2022). What drives the allocation of motorways? Evidence from Portugal's fast-expanding network. *Journal of Transport Geography, 102*, Article 103384.

Rodríguez-Morales, B., Díaz-Varela, E. R., & Marey-Pérez, M. F. (2013). Spatiotemporal analysis of vehicle collisions involving wild boar and roe deer in NW Spain. *Accident Analysis & Prevention, 60*, 121–133. https://doi.org/10.1016/j.aap.2013.07.032

Sáenz-de-Santa-María, A., & Tellería, J. L. (2015). Wildlife-vehicle collisions in Spain. *European Journal of Wildlife Research, 61*, 399–406. https://doi.org/10.1007/s10344-015-0907-7

Saïd, S., Tolon, V., Brandt, S., & Baubet, E. (2012). Sex effect on habitat selection in response to hunting disturbance: The study of wild boar. *European Journal of Wildlife Research, 58*(1), 107–115. https://doi.org/10.1007/s10344-011-0548-4

Saint-Andrieux, C., Calenge, C., & Bonenfant, C. (2020). Comparison of environmental, biological and anthropogenic causes of wildlife–vehicle collisions among three large herbivore species. *Population Ecology, 62*, 64–79. https://doi.org/10.1002/1438-390X.12029

San José, C., Lovari, S., & Ferrari, N. (1997). Grouping in roe deer: An effect of habitat openness or cover distribution? *Acta Theriologica, 42*(2), 235–239. https://doi.org/10.4098/AT.arch.97-25

Santos, P., Mexia-de-Almeida, L., & Petrucci-Fonseca, F. (2004). Habitat selection by wild boar Sus scrofa L. *Alentejo, Portugal. Galemys, 16*, 167–184.

Seiler, A. (2004). Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology, 10 4*, 301–313. https://doi.org/10.2981/wlb.2004.036

Sjölund, M. (2016). *Road and landscape features affecting the aggregation of ungulate vehicle collisions in southern Sweden.* Swedish University of Agricultural Sciences.

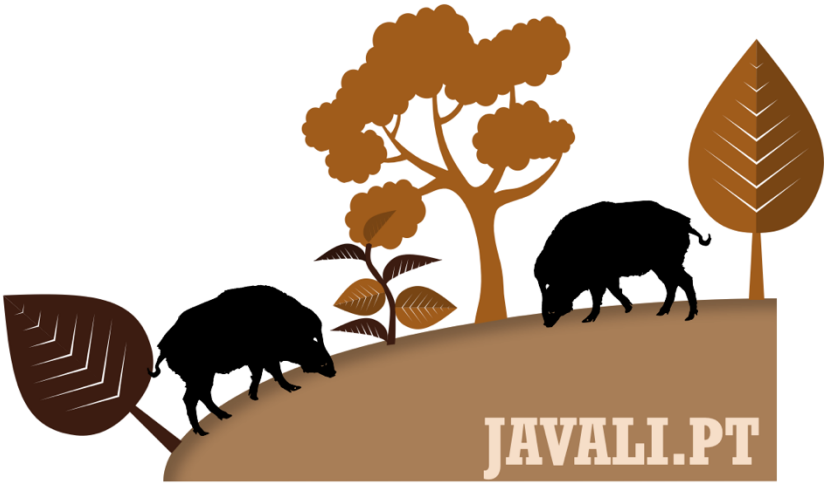
Superior de Agronomia, I. (2021). EPIC WebGIS Portugal data distribution [WWW Document]. URL http://epic-webgis-portugal.isa.ulisboa.pt/.

Thurfjell, H., Spong, G., Olsson, M., & Ericsson, G. (2015). Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape and Urban Planning, 133*, 98–104. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.015

Torres, R. T., Virgós, E., Santos, J., Linnell, J. D. C., & Fonseca, C. (2012). Habitat use by sympatric red and roe deer in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biology, 62*, 351–366. https://doi.org/10.1163/157075612X631213

Wevers, J., Fattebert, J., Casaer, J., Artois, T., & Beenaerts, N. (2020). Trading fear for food in the Anthropocene: How ungulates cope with human disturbance in a multi-use, suburban ecosystem. 2020. *Science of the Total Environment, 741*, Article 140369. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140369

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution, 1*, 3–14. https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x



Financiado pelo Fundo Florestal Permanente